

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

**CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ EN MILIEU URBAIN :
CONSIDÉRATIONS ÉCOLOGIQUES ET ANALYSE DU CAS DE
MONTRÉAL**

**MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT**

**PAR
SANDRA ARCE**

MAI 2009

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Pour son rôle central dans le succès de mon parcours au long de la maîtrise en sciences de l'environnement, je remercie très sincèrement mon directeur Normand Brunet. Tout d'abord, je le remercie pour sa générosité et son enthousiasme et sa conviction contagieuse qu'un autre développement urbain est possible. Mais aussi, de m'avoir laissé une grande liberté d'action dans l'exploration de mon sujet de recherche et pour les discussions constructives qui ont su me motiver à poursuivre ce mémoire, « mil gracias ».

Également, je tiens à remercier mon co-directeur, Laurent Lepage pour ses commentaires toujours pertinents. Grâce à sa confiance, ma participation au sein de la *Chaire d'études sur les écosystèmes urbains* m'a permis d'avoir un appui financier et fut enrichissante tant sur le plan intellectuel que personnel. Je désire aussi souligner la collaboration des employés de la Ville de Montréal ainsi que celle des membres des organismes environnementaux qui ont chaleureusement accepté de me rencontrer. Une mention particulière au professeur Pierre Drapeau pour son aide bibliographique ainsi qu'à Marie Whelan pour son aide « technique ».

À toutes « mis chicas », merci d'avoir édulcoré ces quelques journées amères et de rendre tout un peu plus facile.

À ma famille qui depuis toujours me donne tous les moyens et tout l'encouragement pour arriver là où je suis aujourd'hui.

Enfin, à toi Hilal, mon « amour de tous les jours », sans qui je n'aurais pas retrouvé la mer dans ce jardin d'hiver...

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
RÉSUMÉ.....	viii
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I LA BIODIVERSITÉ EN MILIEU URBAIN	5
1.1 BIODIVERSITÉ URBAINE : DE SA RECONNAISSANCE À SA PROTECTION.....	5
1.1.1 <i>L'importance de la conservation en milieu urbain</i>	7
1.1.2 <i>Les richesses spécifiques des villes</i>	9
1.1.3 <i>Initiatives de conservation en milieu urbain</i>	10
1.2 LES PRINCIPAUX PROBLÈMES LIÉS AU MAINTIEN DE LA BIODIVERSITÉ URBAINE À LONG TERME..	12
1.2.1 <i>Fragmentation des habitats naturels</i>	13
1.2.2 <i>Homogénéisation biotique des écosystèmes urbains par des espèces exogènes</i>	14
1.2.3 <i>Remplacement des écosystèmes par des « déserts verts »</i>	16
1.3 LA PROBLÉMATIQUE SPÉCIFIQUE À LA VILLE DE MONTRÉAL.....	17
1.4 QUESTION DE RECHERCHE ET DÉMARCHE MÉTHODOLOGIQUE.....	22
1.4.1 <i>Démarche méthodologique</i>	23
CHAPITRE II CADRE THÉORIQUE.....	25
2.1 UN CHANGEMENT DE PARADIGME POUR LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ : DE LA THÉORIE DE L'ÉQUILIBRE À CELLE DE NON-ÉQUILIBRE	25
2.2 VERS DE NOUVELLES STRATÉGIES DE CONSERVATION EN MILIEU URBAIN	28
2.2.1 <i>Le concept d'écosystème urbain</i>	29
2.2.2 <i>Prise en compte de la complexité de la biodiversité</i>	35
2.2.3 <i>La prise en compte de la dynamique des écosystèmes</i>	37
2.2.4 <i>L'importance du contexte paysager</i>	41
2.2.5 <i>La connectivité</i>	44
2.2.6 <i>La notion de « services écosystémiques »</i>	46
2.2.7 <i>Les différents acteurs dans la gestion de la conservation</i>	48
2.3 UN MODÈLE DE GESTION POUR LES POLITIQUES URBAINES DE CONSERVATION : LE MODÈLE DE GESTION ÉCOSYSTÉMIQUE.....	49
CHAPITRE III CADRE ANALYTIQUE	53
3.1 PREMIÈRE PARTIE : ANALYSE DES POLITIQUES ET PROGRAMMES MUNICIPAUX RELIÉS À LA PLANIFICATION DES ESPACES VERTS	55

3.2 DEUXIÈME PARTIE : ANALYSE DU MODÈLE DE PLANIFICATION DE LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ.....	60
3.3 L'ENQUÊTE PAR ENTRETIEN À USAGE COMPLÉMENTAIRE.....	61
CHAPITRE IV LA BIODIVERSITÉ À MONTRÉAL : ANALYSE DES POLITIQUES ET ÉTUDE DU CAS DE LA TRAME VERTE DE L'EST	65
4.1 PREMIÈRE PARTIE : VISION RÉTROSPECTIVE DE LA MISE EN VALEUR DES MILIEUX NATURELS À MONTRÉAL	65
4.1.1 Du début de la récréation populaire aux sports « olympiques »	66
4.1.2 Les années 90' : L'essor environnemental	68
4.1.3 La nouvelle Ville de Montréal	72
4.2 DEUXIÈME PARTIE : ANALYSE DES POLITIQUES ET PROGRAMMES MUNICIPAUX RELIÉS À LA PLANIFICATION DES ESPACES VERTS À MONTRÉAL	76
4.2.1 Le critère « récréation »	80
4.2.2 Le critère « maintenir la diversité biologique »	83
4.2.3 Le critère « éléments structurants de la ville »	85
4.2.4 Le critère « identité culturelle »	86
4.2.5 Les critères « qualité environnementale » et « solutions biologiques à des problèmes techniques »	87
4.2.6 Conclusion.....	88
4.3 TROISIÈME PARTIE: ÉVALUATION DE LA PLANIFICATION DE LA CONSERVATION À MONTRÉAL À TRAVERS LE CAS DE LA TRAME VERTE DE L'EST	90
4.3.1 Choix de l'écoterritoire	91
4.3.2 Résultats de l'analyse de la planification de la conservation de la biodiversité	92
4.3.3 Favoriser une gestion adaptative (critère 8).....	105
4.3.4 Conclusion.....	106
CHAPITRE V DISCUSSION.....	107
5.1 UNE VISION RESTREINTE DU RÔLE DES ESPACES VERTS	107
5.1.1 La nécessité d'une vision plus holistique.....	108
5.1.2 La prise en compte de l'ensemble des services écosystémiques	110
5.2 UNE VISION « STATIQUE » DES ÉCOSYSTÈMES	111
5.3 LIMITES DE LA RECHERCHE ET PISTES À EXPLORER	117
5.4 VERS UNE VISION INTÉGRÉE DE LA BIODIVERSITÉ DU LOCAL AU RÉGIONAL : LA NOTION DE RÉSERVE DE LA BIOSPHERE URBAINE	117

CONCLUSION GÉNÉRALE.....	121
ANNEXE I TERRAINS DE GOLF À PROXIMITÉ DES ESPACES VERTS.....	127
ANNEXE II GUIDES D'ENTRETIEN	129
ANNEXE III DISTRIBUTION SPATIALE DES ÉCOTERRITOIRES	133
RÉFÉRENCES.....	135

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Évolution du bâti dans la Communauté métropolitaine de Montréal.....	18
Figure 1.2 Évolution du couvert forestier (1994-2005) pour l'ensemble du territoire de la CMM. (Source : Cavayas et Baudoin, 2008)	19
Figure 2.1 L'approche hiérarchique de la biodiversité proposée par Noss (1990)	36
Figure 2.2 Approche hiérarchique d'un écosystème urbain	43
Figure 4.1 Secteurs d'intérêts écologiques et territoires protégés.....	98
Figure 4.2 Répartition spatiale des futures « aires protégées »	98
Figure 4.3 Détail du secteur d'intérêt écologique Faubourg Pointe-aux-Prairies	99
Figure 4.4 Localisation du secteur d'intérêt écologique Faubourg Pointe-aux-Prairies	99
Figure 4.5 Peuplements d'intérêts écologiques issus de l'Atlas des bois de Montréal	103
Figure 4.6 Carte des écoterritoires issus de la PPMVMN	103

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Différences entre la vision dynamique et la vision statique des écosystèmes.....	26
Tableau 2.2 Principales caractéristiques écologiques des milieux urbains.....	31
Tableau 3.1 Les participants au processus d'entretien.....	63
Tableau 4.1 Typologie des différents espaces verts à Montréal	75
Tableau 4.2 Critères et indicateurs abordés par les différents documents d'orientation et de politique.....	78
Tableau 4.3 Principales fonctions attachées aux espaces verts par les différentes politiques.....	89
Tableau 4.4 Perception de la problématique de la conservation de la biodiversité en milieu urbain, à travers l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est.	92
Tableau 4.5 Synthèse des résultats de la planification de la conservation : cas de la trame verte de l'Est	94

RÉSUMÉ

Les espaces verts en ville ont longtemps été perçus comme des espaces réservés à des fins exclusivement récréatives. Il en a résulté des espaces uniformes, sans grande variété de végétaux. Or, depuis la prise de conscience des problématiques environnementales urbaines, la notion de biodiversité en ville est maintenant reconnue dans certaines politiques de protection des espaces verts. Cependant, il reste à savoir si cette prise de conscience est basée sur une interprétation juste du rôle de la biodiversité et surtout si elle est articulée dans la gestion et l'aménagement urbains.

Des avancées dans la recherche écologique ont conduit à de nouveaux concepts issus de l'écologie du paysage qui soutiennent les bases des nouvelles stratégies de conservation. Cette recherche vise à explorer les fondements sur lesquels s'appuient les politiques et programmes municipaux dont la Ville de Montréal s'est dotée afin de mettre en valeur ses espaces verts.

Nous avons tout d'abord analysé cet ensemble de documents d'orientations et de politiques afin de déterminer les fonctions allouées aux espaces verts. Nous avons ensuite procédé à l'analyse de l'approche de conservation de la biodiversité ainsi que de son application sur le territoire montréalais. L'analyse de l'application porte sur le territoire de la Trame verte de l'Est.

Les résultats de notre analyse montrent une vision réductrice des rôles que les espaces verts peuvent accomplir au sein de la ville. Nous avons aussi constaté que la planification de la conservation est basée sur une conception « statique » des écosystèmes et en ce sens, peu de nouvelles idées issues notamment de l'écologie du paysage ont été intégrées à la planification.

En conclusion, cette démarche montréalaise de revalorisation des espaces verts ne s'inscrit ni dans une gestion intégrée de la ville, ni dans une approche holistique des espaces verts, comportant ainsi des risques pour la protection à long terme de la biodiversité en ville. Enfin, l'application du modèle de Réserve de la biosphère urbaine est explorée pour Montréal.

Mots clés : biodiversité en milieu urbain, Montréal, connectivité, réseau écologique, gestion écosystémique, services écosystémiques, espaces verts, Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels, réserve de la biosphère urbaine.

INTRODUCTION

La nécessité de conserver et de protéger la diversité biologique à l'échelle planétaire fut établie dans le cadre de la Convention de Rio, adoptée en 1992. Depuis, le principe de maintien de la biodiversité occupe une place centrale dans les diverses conventions et les divers principes de développement durable. La diversité biologique est cependant encore considérée, du moins dans le discours populaire, comme une question réservée aux zones tropicales, ou du moins aux milieux naturels éloignés des zones urbaines (Elander *et al.*, 2005). Le rôle de la biodiversité dans le maintien des écosystèmes et les services qu'elle apporte à l'homme ne sont pas encore intégrés dans la conscience collective. Cette affirmation est d'autant plus vraie pour les humains habitant en milieux urbains. Pourtant, ces milieux constituent une mosaïque complexe et dynamique de biotopes (Pickett et Cadonasso, 2006), offrant des habitats multiples à de nombreuses espèces d'animaux et de végétaux.

Les espaces verts en ville ont longtemps été perçus comme des espaces réservés à des fins exclusivement récréatives. Il en a résulté des biotopes de qualité médiocre, sans grande variété de végétaux. De même, les habitats plus naturels, normalement dans la périphérie urbaine ou parfois même au cœur de la ville, ont subi et continuent de subir de fortes pressions dues au processus d'urbanisation. La gestion des espaces verts se limitait alors à privilégier la préservation des sites exceptionnels pour leur composition végétale, en dehors de leur contexte paysager.

Lors de la Conférence internationale sur la biodiversité intitulée *Science et gouvernance* tenue à Paris en 2005, une des préoccupations largement partagées a été la sauvegarde des éléments naturels dans les milieux urbains et périurbains. Ceci a posé la question de la conservation de la biodiversité urbaine au cœur des politiques de développement durable. Il s'en suit la nécessité pour les villes d'adopter des politiques de protection de la biodiversité urbaine ou la mise à jour des politiques de protection des espaces verts urbains à cette fin. Cependant, force est de reconnaître la complexité relative de cette

tâche. La difficulté majeure réside évidemment dans l'application des principes de gestion des milieux naturels qui sont conçus pour des milieux naturels relativement « vierges », à des milieux naturels urbains où l'empreinte de l'homme est la plus grande et où l'homme a tendance à concevoir son milieu de vie comme étant distinct de la nature.

Les progrès en recherche écologique ont conduit à un nouveau regard sur les relations homme-nature selon lequel l'écologie du paysage prend une place prépondérante. En considérant l'homme comme partie intégrante des écosystèmes, l'écologie du paysage reconsidère les écosystèmes non seulement par leur hétérogénéité spatiale et temporelle, mais aussi par la place des activités humaines dans leur dynamique et dans l'émergence des problèmes environnementaux (Burel et Baudry, 1999). Ce nouveau regard amène à des concepts, des méthodes et des résultats qui mettent de l'avant l'importance d'un nouveau niveau d'organisation des systèmes écologiques, celui du paysage. Le paysage est ainsi vu comme un lieu d'échanges écologiques où ses divers éléments et leur organisation spatiale influent sur des processus écologiques, et réciproquement. De plus, comme le soulignent Burel et Baudry (1999), ces divers éléments et structures au sein du paysage sont aussi étroitement dépendants des processus d'organisation et d'évolution issus des actions humaines.

Sous cette optique, il est aujourd'hui accepté de considérer les milieux urbains comme des écosystèmes à part entière. L'écologie du paysage a permis une avancée dans la conservation de la biodiversité urbaine en considérant l'ensemble des surfaces boisées et des espaces verts comme un tout à l'échelle du paysage. Par ailleurs, cela entraîne l'intégration de processus écologiques dans la conception et la gestion urbaines et rend le maintien de la biodiversité urbaine indispensable à la viabilité de la ville.

La Ville de Montréal s'est dotée d'un ensemble de politiques et de documents d'orientation ayant comme dénominateur commun la préservation et la mise en valeur des espaces verts. Cette recherche vise à explorer les fondements sur lesquels s'appuie cet ensemble de politiques et de documents d'orientation et leur capacité à conserver la biodiversité à travers les nouveaux principes de gestion et de conservation des milieux naturels. C'est dans une optique strictement écologique que ces textes sont analysés. Quel

rôle est accordé aux espaces verts dans l'ensemble de ces textes? Quelle place occupe la notion de biodiversité dans ces politiques? Comment s'articulent les principes de conservation de la biodiversité dans les objectifs de protection des espaces verts?

Le premier chapitre constitue une introduction au sujet de la recherche. Nous y abordons brièvement le parcours historique de la reconnaissance de la biodiversité urbaine jusqu'à sa conservation. Les problématiques urbaines de conservation et plus particulièrement celles de Montréal sont aussi décrites avant d'exposer la question de recherche et la démarche méthodologique adoptée. Le cadre conceptuel dans lequel s'inscrit cette recherche est délimité au deuxième chapitre par une revue de la littérature sur les concepts émergents en écologie et qui s'avèrent plus pertinents à la conservation de la biodiversité en milieu urbain. À partir de ce cadre théorique nous avons adopté deux grilles d'analyse que nous exposons au troisième chapitre. Par leur application aux textes municipaux pertinents, la première vise à déterminer le rôle des espaces verts à Montréal tandis que la deuxième vise à analyser l'approche de conservation de la biodiversité. Les résultats de l'application de ces grilles d'analyse sont exposés au quatrième chapitre. Enfin, les résultats seront discutés de manière synthétique au cinquième et dernier chapitre.

CHAPITRE I

LA BIODIVERSITÉ EN MILIEU URBAIN

La biodiversité en milieu urbain n'a retenu l'attention que depuis peu, puisque la conservation a toujours été associée à la nature imagée d'un milieu vierge où l'homme est exclu (Miller et Hobbs, 2002). Ce chapitre expose ainsi cette reconnaissance de la nature en ville jusqu'aux efforts menant à sa protection. Puis, nous y décrivons certaines problématiques écologiques avec lesquelles les villes doivent composer; de manière plus spécifique, nous examinerons le cas de la Ville de Montréal. Enfin, nous présentons l'objectif de recherche poursuivi et la démarche méthodologique entreprise pour mener cette recherche.

1.1 Biodiversité urbaine : de sa reconnaissance à sa protection

Un des accords fondamentaux adoptés au Sommet de Rio de Janeiro en 1992 fut la *Convention sur la diversité biologique*, en réponse aux préoccupations croissantes pour sa conservation. Le concept de « biodiversité » est défini comme suit :

Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes (United Nations, 1993).

La ratification de la Convention par la plupart des États marque un fait saillant dans la prise de conscience des risques liés à l'érosion de la diversité biologique. Cela apparaît, aujourd'hui, comme un problème environnemental global qui nécessite des solutions urgentes. Toutefois, autant dans la pratique que dans la recherche, la biodiversité a été considérée dans un contexte non urbain, souvent discutée par rapport aux questions telles

que l'épuisement de la forêt tropicale ou les problèmes reliés à la désertification (Elander *et al.*, 2005).

Jusqu'à récemment, relativement peu de recherches écologiques ont été menées dans des milieux urbains. Par exemple, une revue des articles publiés entre 1993 et 1997 dans les publications scientifiques principales indique que seulement 25 de 6 157 articles, soit 0,4%, traitent des espèces urbaines ou portent sur des milieux urbains (McIntyre *et al.*, 2000). En outre, moins de 6% des articles publiés dans les derniers volumes de la revue scientifique *Conservation Biology* concernant les zones urbaines ou périurbaines ont considéré les établissements urbains de manière explicite (Miller et Hobbs, 2002). Différentes raisons historiques, écologiques, économiques ou politiques peuvent expliquer une telle situation.

En effet, pendant longtemps, la conception que l'homme avait de la nature fait référence « au primat de la nature, dans laquelle l'homme est en quelque sorte un intrus » (Lévêque, 2003b, p. 25). Cette forme de pensée a amené à l'idée de protection de la nature où protéger veut dire, soustraire à l'action humaine. La protection de la nature a donc pour objet « d'assurer la conservation des écosystèmes peu ou pas modifiés par l'homme ainsi que la diversité biologique qui leur est propre » (Lévêque, 2003b, p. 26). Dès lors, de nombreux écologistes professionnels poursuivent encore leurs recherches dans le cadre conceptuel d'une nature fonctionnant sans l'homme (Lévêque, 2003b) et conduites dans des zones éloignées de l'influence humaine, afin de comprendre la structure et le fonctionnement des écosystèmes « non perturbés » et « en équilibre » (Wallington *et al.*, 2005).

En outre, un grand nombre de sources traditionnelles de financement pour la recherche sur la conservation sont liées aux ressources naturelles sur les terres fédérales ou provinciales et généralement gérées par un seul organisme gouvernemental. Or, dans des milieux urbains, la gestion de terres est sous la responsabilité de multiples juridictions et comprend de nombreuses exploitations privées, ce qui entraîne de multiples obstacles à surmonter et, souvent, le soutien financier peut être plus difficile à obtenir (Miller et Hobbs, 2002).

Finalement, au niveau de la recherche, la conservation de la biodiversité en milieu urbain s'avère tout un défi en raison de la complexité propre du système où les effets

environnementaux sur les milieux physiques englobent de multiples interactions résultant des dynamiques sociales et écologiques (Grimm *et al.*, 2000). Également, certaines pratiques de conservation sont difficiles à mettre en place en raison des contraintes sociopolitiques, comme dans le cas de l'établissement des « zones noyaux » près de zones résidentielles et du rétablissement des régimes de feu ou des inondations (Miller et Hobbs, 2002).

Néanmoins, au cours des récentes années, la prise de conscience sur l'importance de la préservation de la biodiversité en milieu urbain a vu le jour (Adams, 2005). En ce sens, Murphy (1988, p. 76) a souligné :

« our urban centers can be viewed as bellwethers of our global environmental fate. Our success at meeting the challenges of protecting biological diversity in urban areas is a good measure of our commitment to protect functioning ecosystems world wide. If we cannot act as responsible stewards in our own backyards, the long-term prospects for biological diversity in the rest of this planet are grim indeed ».

1.1.1 L'importance de la conservation en milieu urbain

Pourquoi la perte de la biodiversité en milieu urbain devrait-elle nous inquiéter? La perte de seulement quelques populations peut entraîner une grande déstabilisation des communautés écologiques naturelles et par conséquent, une diminution de la capacité de ces communautés à nous fournir une panoplie de services écologiques (Murphy, 1988).

En effet, des expériences écologiques, des observations et des développements théoriques montrent le rôle fondamental de la diversité biologique dans le fonctionnement des écosystèmes et donc dans les avantages environnementaux qu'ils nous fournissent. Dit brièvement, ceci est dû au fait que les écosystèmes dépendent grandement de la biodiversité en termes de caractéristiques fonctionnelles des organismes qui y sont présents, ainsi que de leurs répartitions et leurs abondances dans l'espace et le temps (Christensen *et al.*, 1996).

Sous cette optique, des raisons très pragmatiques, même « utilitaristes » nous amènent à protéger la biodiversité, car la présence d'écosystèmes naturels en milieux urbains contribue à la santé publique ainsi qu'à la qualité de vie de notre société de plus en plus

urbanisée¹. Et cela, par le biais des services écosystémiques, tels que la régulation du microclimat local, la réduction de la pollution atmosphérique, la réduction du bruit, le drainage des eaux pluviales, le traitement des eaux usées et enfin tous les services d'ordre social et psychologique (Bolund et Hunhammar, 1999; Chiesura, 2004)

Par ailleurs, certains de ces services écosystémiques sont également fournis, au moins à un certain degré, par des zones non strictement considérées comme des parcs « naturels », tels que des arbres dans la rue et le verdissement de certains secteurs à des fins récréatives. Cependant, ces zones ne sont pas toujours aménagées d'une manière souhaitable du point de vue écologique. Par exemple, l'usage d'une grande quantité de fertilisants et de pesticides pour l'aménagement de certains espaces verts peut entraîner, entre autres, la pollution de l'eau souterraine.

Les planificateurs et décideurs n'ont pas incorporé les services écosystémiques dans les processus de planification urbaine. Du moins jusqu'à ce que la crise globale environnementale et son impact au niveau local aient forcé à incorporer ces préoccupations dans l'agenda politique. En effet, la qualité de l'air et même la qualité de l'eau souterraine des villes ont été détériorées considérablement avant que des mesures aient été prises pour y remédier (McGranahan *et al.*, 2005).

Néanmoins, il semble encore y avoir de grands obstacles à surmonter afin que les institutions entreprennent des évaluations intégrées des écosystèmes afin d'établir des actions mieux ciblées pour maintenir la biodiversité en milieu urbain.

En ce sens, McGranahan *et al.* (2005) soulignent que les débats politiques sont souvent mal informés, en partie à cause de l'ignorance sur les processus impliqués dans la problématique en question et en partie parce qu'ils sont animés par d'autres intérêts plutôt que par des tentatives sincères de comprendre la nature du problème.

¹ Presque la moitié de la population à l'échelle planétaire vit actuellement dans les villes et les mégapoles et tout indique que dans les années 2030 plus de 60% y vivra (United Nations, 2004)

1.1.2 Les richesses spécifiques des villes

La diversité des activités humaines menées dans les villes a créé une grande variété d'habitats, allant de ceux qui sont plus naturels à d'autres, hautement modifiés, dont certains ne se retrouvent pas ailleurs. Grâce à cette grande diversité d'habitats, les paysages urbains offrent une grande richesse spécifique (Niemelä, 1999a) principalement d'espèces non natives² (Zerbe *et al.*, 2004).

Cependant, une quantité et une diversité remarquable d'espèces natives ainsi que d'espèces rares et menacées persistent encore dans les villes. À titre illustratif citons les exemples suivants: les restes de la forêt Atlantique (Mata Atlântica) à São Paulo (Moraes Victor *et al.*, 2004); la ville de Cape Town (Afrique du Sud) est située à l'intérieur du *Cap Floral Kingdom*, le plus petit et le plus riche habitat par unité de superficie (1 300 espèces par km²) (Stanvliet *et al.*, 2004). Finalement, des études de diversité au niveau des habitats et des espèces menées dans des villes européennes ont abouti à des résultats étonnants. Par exemple, la ville de Fribourg (Suisse) abrite, sur à peine 10 km², 721 espèces de plantes dont un quart figure sur la liste rouge (Klaus, 2003). En outre, les villes italiennes contiennent presque 50% de toutes les espèces de l'avifaune italienne et plus de 1000 espèces différentes des plantes vasculaires ont été identifiées à Stockholm (Bolund et Hunhammar, 1999).

En général, les variations considérables de types d'habitats urbains et les diversités d'espèces qui y sont associées sont encore pauvrement documentées (Niemelä, 1999a). À cet égard, la question des échelles écologiques doit être considérée pour expliquer les différents patrons de diversité spécifique en fonction du paysage urbain (Niemelä, 1999a; 1999b).

En ce sens, une étude sur la variation spatiale de la végétation a été menée dans la forêt « ancienne » de Sonian, située partiellement dans les limites administratives de Bruxelles, Belgique. Comme prévu, les peuplements de forêt périurbaine ont soutenu plus d'espèces pionnières et d'espèces exotiques que dans des peuplements plus éloignés. Or, les

² Les espèces sont dites *indigènes*, *natives* ou *autochtones* lorsqu'elles sont originaires de l'aire considérée. Elles sont *introduites*, *exotiques*, *exogènes* ou *allochtones* lorsqu'elles sont originaires d'une autre aire de répartition. (Lévêque, 2001).

peuplements périurbains contenaient également des espèces de haute valeur de conservation, notamment espèces « anciennes » de forêt et des espèces rares. Mais, étonnamment, jusqu'à 23% d'espèces rares et « anciennes » ont été trouvées au bord de la forêt, alors que moins de 5% étaient dans l'intérieur de la forêt (Godefroid et Koedam, 2003). Des études comme celle-ci montrent que les processus et les patrons qui modèlent la biodiversité en milieu urbain peuvent s'écarter des hypothèses « traditionnelles ». D'ailleurs, ceci peut avoir des conséquences sur la façon de gérer la forêt urbaine (Godefroid et Koedam, 2003).

1.1.3 Initiatives de conservation en milieu urbain

Reprenons la citation de De Laplante (1990) à la p. 13: « *Écrire l'histoire d'un système de parcs urbains, c'est un peu (malgré soi) refaire le cheminement de l'idée de loisir depuis une couple de siècles* ». En effet, en milieu urbain, les initiatives de conservation de la biodiversité renvoient aux idées de loisirs, car la biodiversité présente aujourd'hui dans les villes est, au moins en partie, le témoin de l'évolution de l'architecture du paysage et de l'urbanisme.

Ainsi, les premières initiatives pour effectuer des rapprochements entre la nature et la ville remontent aux idées de Frederic Law Olmsted. La création et l'aménagement de parcs urbains pour Olmsted marquent le début d'une prise de conscience des différents rôles que les parcs urbains peuvent jouer, de celui de l'ordre social à d'autres plus techniques. En effet, Olmsted combinait les objectifs esthétiques à la gestion de la qualité et de la quantité des flux d'eau. Le parc d'Emerald Necklace à Boston en est un bon exemple. Également, il fut l'un des précurseurs du concept de « greenways » en soulignant l'importance apportée par des espaces linéaires ouverts, qui permettent l'accès aux parcs des grandes villes et augmentent leurs effets positifs (Burel et Baudry, 1999).

Un autre concept intimement lié à la planification des villes est celui de « *garden city* » développé principalement en Angleterre et par la suite aux États-Unis. Une ville jardin était une ville entourée par une ceinture verte. L'idée était de localiser des villes jardins dans un ensemble relié par des ceintures vertes, planifiant ainsi la ville et l'arrière-pays comme un ensemble (Botkin et Beveridge, 1997).

Ces premières conceptions de « greenways » ont rapidement été confrontées au développement des idées relatives aux corridors écologiques, notamment dans les vallées et les zones au relief prononcé (Burel et Baudry, 1999).

Vers la fin des années 60, le concept « *ecological landscape* » a été introduit aux Pays-Bas pour désigner les espaces urbains ouverts (Adams, 2005). Ce concept, basé sur des idées et concepts écologiques, met l'accent sur l'utilisation des espèces indigènes, ayant pour résultat un design plus proche de la nature. De même, il intègre mieux les fonctions récréatives afin de conserver la faune et la flore. Des architectes paysagistes et gestionnaires de la conservation d'autres pays sont intéressés par le concept, notamment en Angleterre et aux États-Unis (Adams, 2005).

En ce sens, Borgström (2006) souligne que les planificateurs urbains ont adopté une approche systématisée en conservant les « infrastructures vertes » à côté des infrastructures de transport, d'énergie et de l'eau. Ceci a permis aux espaces verts d'être épargnés de l'exploitation en raison de leur importance pour les habitants urbains. Or, la biodiversité urbaine n'est devenue un objectif primordial des espaces verts que depuis la prise de conscience des problématiques environnementales et de la question de « durabilité » au cours de ces dernières années (Borgström, 2006).

Sous cette optique plusieurs programmes internationaux dédiés aux questions environnementales urbaines sont apparus, notamment le *programme de l'Unesco sur l'Homme et la biosphère* « MAB ». Plus récemment, le Conseil international de coordination du MAB a établi le groupe de travail ad-hoc MAB pour explorer l'application du concept de Réserve de la biosphère en milieu urbain (le Groupe Urban-MAB) (Dogse, 2004). La création de « réserves de la biosphère urbaines » apparaît comme une stratégie de conservation fort intéressante pour promouvoir un développement plus viable des villes. En ce sens, nous reviendrons sur ce concept dans le chapitre de discussion.

Une autre incitative internationale, fondée en 1990, est le *Conseil international pour les initiatives écologiques locales* (ICLEI). Ce programme engagé vers le développement durable des villes a mis sur pied, en 2006, l'initiative « ICLEI's Biodiversity » qui vise à aider les administrations locales dans leurs efforts pour conserver et gérer d'une façon

« durable » la biodiversité. Cette initiative est la préparation du Programme de l'ICLEI sur la biodiversité, qui fournira un cadre pour les membres de l'ICLEI sur la façon d'intégrer la conservation de la biodiversité dans la planification et la prise de décisions (ICLEI, site Internet, 2008).

Enfin, l'émergence de divers organismes non gouvernementaux qui apportent une contribution importante à la conservation de la biodiversité est à souligner. D'après Trépanier et Gariépy (1990), cette émergence n'est pas fortuite. Elle se situe dans l'évolution du rôle de l'État, dans la redéfinition des rapports qu'il entretient avec la société civile. Bien que les formes de collaboration puissent varier considérablement compte tenu de la diversité des objectifs qui peuvent s'y prêter, le rôle de ces associations est un facteur clé de changement et d'innovation. La coalition de divers organismes publics et privés regroupés dans *Chicago Wilderness* en est un bon exemple (Moskovits *et al.*, 2004).

1.2 Les principaux problèmes liés au maintien de la biodiversité urbaine à long terme

La biodiversité se génère à travers des processus historiques d'évolution génétique, d'interactions coévolutives, de changements environnementaux et de perturbations. Le maintien à long terme de la biodiversité repose donc sur une gestion qui permet la complexité de tels processus ainsi que de perturbations modérées générant ainsi une pression sélective (Ministerio de Medio ambiente español, [MMAE], 2007).

Or, dans des écosystèmes urbains, la tendance est à diminuer la complexité qui caractérise les écosystèmes, ce qui entraîne une diminution de la variation des habitats et donc un appauvrissement de la diversité d'espèces natives à plusieurs échelles, de l'habitat au paysage urbain. En effet, les impacts de l'urbanisation sur les milieux physiques des villes entraînent des changements considérables, tels que l'imperméabilisation du sol, l'altération du relief, du climat, du régime hydrique, etc. Également, les différents usages des terrains, et en conséquence les aménagements requis, vont aussi affecter la biodiversité qu'on trouve dans des écosystèmes urbains.

Malheureusement, tous les effets issus des processus d'urbanisation ainsi que des différents usages de terrains agissent en synergie sur la biodiversité, concourant à son érosion. Nous les regroupons ici en fonction de trois thèmes dont nous illustrons les interactions : (1) Fragmentation des habitats naturels, (2) Homogénéisation biotique des écosystèmes urbains par des espèces exogènes et (3) Remplacement des écosystèmes par des « déserts verts ».

1.2.1 Fragmentation des habitats naturels

La fragmentation de l'habitat induite par le développement urbain est parmi les principales causes du déclin de la biodiversité, particulièrement dans des écosystèmes urbains (McKinney, 2002). Par définition, la fragmentation est « un processus qui, à l'échelle des paysages, morcelle l'habitat d'origine en parcelles de plus petites superficies et plus éloignées les unes des autres, résultant ainsi en une perte d'habitat et en des changements de l'habitat résiduel » (Carignan, 2006, p. 1).

En effet, la fragmentation est plus qu'une perte d'habitat, c'est une modification de la qualité de l'habitat. Les fragments ainsi isolés diffèrent de l'habitat originaire sous trois aspects essentiels : (1) sur des aspects spatiaux, (2) les effets sur les processus écologiques des habitats fragmentés et enfin (3) les effets sur les espèces.

Les effets de la fragmentation qui englobent des *aspects spatiaux* des habitats résiduels sont entre autres une diminution des parcelles d'habitats contigus, un isolement des parcelles d'habitats, et une augmentation de l'effet lisière (Burel et Baudry, 1999). Cela rend ainsi les fragments plus susceptibles aux invasions par des espèces exotiques et les expose aux influences abiotiques en provenance de la matrice adjacente (Carignan, 2006).

Les effets issus de la fragmentation sur les *processus écologiques* sont multiples. Soulé et Khom (1989) les englobent en : (1) des changements dans les flux d'énergie à l'intérieur et entre les habitats fragmentés, (2) des changements dans les cycles de nutriments et de l'hydrologie des habitats résiduels et (3) des changements dans la dynamique (succession et distribution des habitats) à l'intérieur des habitats fragmentés ainsi que dans le mouvement de matériaux entre habitats au niveau du paysage.

Les effets de la fragmentation sur *les espèces* incluent des altérations dans les interactions interspécifiques (prédation, parasitisme, mutualisme, etc.), mais également sur la persistance d'une espèce particulière affectant son taux de reproduction (Soulé et Khom, 1989). En général, les espèces réagissent de façon différente à la fragmentation, cependant certaines généralisations peuvent être faites sur les populations animales (Carignan, 2006) :

- (1) l'augmentation de la mortalité des individus due aux modifications des interactions interspécifiques telle que la compétition, la prédation et le parasitisme. Cela autant pour les individus à l'intérieur des parcelles que ceux se déplaçant entre les parcelles;
- (2) une diminution du taux de recolonisation des parcelles vacantes due à la perturbation de la dynamique des populations;
- (3) une baisse des effectifs des populations locales, augmentant ainsi leur susceptibilité aux extinctions;
- (4) une diminution du taux d'appariement;
- (5) une baisse du succès de reproduction et
- (6) la présence et même la reproduction d'une espèce à l'intérieur d'une parcelle boisée depuis plusieurs années n'assure en rien sa persistance à long terme, car dans certains cas, il peut y avoir un délai de réponse de certaines espèces aux changements de l'habitat résultant de la fragmentation.

1.2.2 Homogénéisation biotique des écosystèmes urbains par des espèces exogènes.

Si la croissance du tissu urbain est à l'origine de la disparition de nombreuses espèces, celui-ci offre néanmoins de nouvelles opportunités de colonisation pour certaines espèces exogènes qui s'adaptent à des environnements urbains. Ceci entraîne un processus d'homogénéisation biotique, défini comme le remplacement des espèces natives par des espèces introduites ainsi que leur éparpillement à plusieurs échelles spatiales, ce qui n'est pas sans conséquence pour la biodiversité (McKinney, 2006).

La conséquence majeure de l'homogénéisation biotique pour la conservation est que autant la diversité locale peut augmenter par l'introduction d'espèces exogènes, alors que la diversité à l'échelle globale diminue comme conséquence de la disparition d'espèces natives uniques (Marzluff, 2005; Alvey, 2006; McKinney, 2006).

En effet, une espèce introduite peut, au début, augmenter la richesse spécifique d'une aire urbaine, mais, dans certaines circonstances, cette même espèce peut devenir une

espèce envahissante³ réduisant ainsi la biodiversité des aires avoisinantes. Prenons comme exemple le cas de l'étourneau sansonnet (*Sturnus vulgaris*). À la fin du siècle dernier, au Central Park de New York, on y a introduit 40 couples. Aujourd'hui, l'étourneau sansonnet est des plus communs et en concurrence avec les oiseaux natifs des États-Unis (McGranahan *et al.*, 2005). D'autres exemples sont donnés par Adams (2005), tels que le Pigeon biset (*Columbia livia*) introduit aux États-unis et le Canard mandarin (*Aix galericulata*) introduit dans quelques villes européennes.

Bien que de nombreuses activités humaines promeuvent l'homogénéisation biotique, l'urbanisation est sans doute la plus importante de l'ensemble des activités pour deux raisons : (1) l'importation croissante, volontaire ou accidentelle, des espèces exogènes et (2) les aires urbaines favorisent l'établissement de ces espèces en apportant des ressources alimentaires, en réduisant ou éliminant des prédateurs naturels, et/ou modifiant l'environnement physique, notamment avec les effets des îlots de chaleur (McKinney, 2006). La littérature scientifique croissante sur l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité témoigne des nombreux exemples (voir à cet égard McKinney, 2006).

Par ailleurs, les villes agissent aussi comme sources principales de propagation des espèces exotiques vers la région (Tait *et al.*, 2005). D'où l'importance d'encourager la préservation et la restauration des espèces indigènes dans des programmes de conservation de la biodiversité urbaine (McKinney, 2002) et la création des plans de gestion des espèces exogènes envahissantes (Alvey, 2006).

À cela, McKinney (2006) ajoute l'importance cruciale de cette problématique pour la biologie de la conservation, car ce modèle d'enrichissement de la diversité locale peut détourner l'attention du public loin du problème plus global de déclin des espèces mondiales. Cette situation est illustrée par le fait que si bien les gens accordent une grande valeur à la diversité d'espèces, la plus grande partie du grand public ne peut pas déterminer si une espèce locale est exotique. En plus, ils peuvent accorder une grande valeur à certaines

³ Une espèce est dite *envahissante* lorsqu'elle colonise un écosystème où elle n'était pas présente auparavant et qu'elle prolifère (Lévêque, 2001).

espèces exotiques pour des raisons d'ordre esthétique, récréatif ou autre valeur utilitaire. Ce qui montre le grand défi de sensibilisation auprès du public.

1.2.3 Remplacement des écosystèmes par des « déserts verts »

La demande des espaces verts à des fins récréatives dans des villes a souvent transformé la végétation spontanée de la trame verte urbaine en plantes ornementales, exotiques ou simplement simplifiées à des ensembles herbacés (gazonnés).

En effet, les espaces verts aménagés sont souvent des biotopes de qualité médiocre, ce qui entraîne une faible diversité d'espèces à cause de leur aménagement traditionnel. Selon cette approche traditionnelle, les parcs ont été perçus comme des espaces fermés à des fins exclusivement récréatives, alors sans grande variété de végétaux. D'après Saint-Laurent (2000a) les parcs urbains sont devenus comme des « déserts verts ». Cependant, un parc urbain varie considérablement selon son âge, sa taille, sa fonction, sa topographie et plus particulièrement, selon son aménagement (Gilbert, 1989).

L'incorporation de systèmes d'aménagement moins intensifs et plus « écologiques » est souhaitable pour maintenir et/ou augmenter la biodiversité en ville. Le parc commémoratif de l'Expo des années 70, à Osaka, Japon est un bon exemple (Nakamura *et al.*, 2005).

La qualité des espaces verts urbains en fonction de la structure et de la composition de leur végétation est donc très importante pour maintenir la biodiversité dans des écosystèmes urbains (Savard *et al.*, 2000). Cela montre que des indicateurs pour mesurer la biodiversité telle que « quantité de superficie verte par rapport à la superficie bâtie » peuvent être trompeurs (MMAE, 2007).

En somme, la végétation urbaine possède donc un potentiel écologique qui est, semble-t-il, peu reconnu. Un aménagement plus proche de l'état naturel des parcs urbains peut jouer un rôle écologique et esthétique important ainsi qu'un rôle de conservation des espèces locales et régionales menacées. Le remplacement de certains parcs urbains par des zones récréatives ou des jardins a donc plus d'effets négatifs que positifs par rapport à la conservation de la biodiversité. Or, dans certains cas, ce remplacement peut être justifié.

Enfin, la création de certains types d'espaces verts tels que des jardins botaniques ou des arboretums peut avoir d'autres valeurs indéniables, notamment à des fins pédagogiques et culturelles.

1.3 La problématique spécifique à la Ville de Montréal

De 1986 à 1994, la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM)⁴ a perdu 30 % de son couvert boisé et végétal, soit 133 km² au profit de l'urbanisation du territoire (Ministère des Affaires municipales et de la Métropole [MAMM], 2001).

Une récente étude montre que ces pertes de végétation continuent aujourd'hui. Pendant la période de 1985 à 2005, le couvert forestier métropolitain a diminué de 310 ha, soit 18%, et le nombre d'îlots de chaleur et de zones de réchauffement a augmenté dramatiquement (Cavayas et Baudoin, 2008).

En effet, l'évolution de l'occupation du sol pendant la période 1966-1994 a connu une augmentation constante passant de 40% à un peu moins de 70% en 1994, avec un rythme d'urbanisation de 14 km² par année. Cette urbanisation s'est faite au détriment des terres vouées à l'agriculture et des terres boisées. Par exemple, le couvert boisé a diminué de 25% en 1996 à 15% en 1995 (Cavayas et Baudoin, 2008, p. 31). À partir de 1994, le rythme d'urbanisation s'établit autour de 7 km²/an jusqu'à 2005. Si la tendance se maintient et si des mesures de conservation ne sont pas prises, dans 21 ans, tout le couvert végétal actuel sera détruit (Cavayas et Baudoin, 2008, p. 37).

Ajoutons que ce rythme est loin d'être le même pour les différentes fonctions urbaines. Ainsi, le secteur résidentiel s'étend à un rythme supérieur, environ 4 km²/an, par opposition à 1 et 2 km² pour les autres fonctions urbaines, soit le commerce, l'industrie, les institutions et les espaces verts (Cavayas et Baudoin, 2008, p. 37). Et cela d'autant plus pour les espaces verts, tel que l'indique la figure 1.1

⁴ La *Communauté métropolitaine de Montréal (CMM)* se déploie sur un territoire de près de 4 360 kilomètres. Ce territoire est divisé entre les terres agricoles protégées (zones vertes), environ 58%, et les terres urbanisées ou en devenir (zones blanches), environ 42%, mises à part les surfaces aquatiques qui représentent en peu plus de 10% du territoire. La CMM regroupe 14 municipalités régionales de comté et 82 municipalités locales et la population estimée pour 2007 est de 3,6 millions d'habitants (Cavayas et Baudoin, 2008, p. 14)

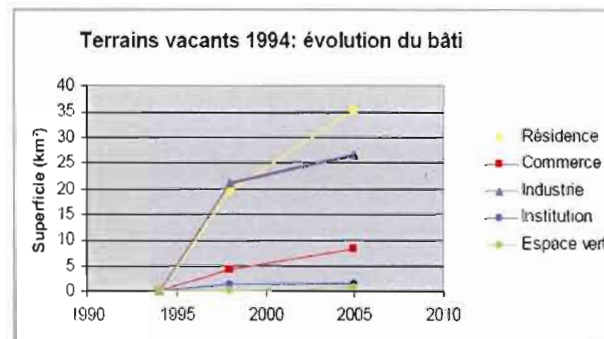


Figure 1.1 Évolution du bâti dans la Communauté métropolitaine de Montréal.
(Source : Cavayas et Baudoin, 2008)

Tel qu'attendu, l'évolution du couvert forestier dans les zones blanches pendant la période 1994-2005 est également négative. Le rythme d'élimination est variable selon le type de peuplement considéré (fig. 1.2). Pour les peuplements feuillus et ceux issus de champs agricoles laissés en friches, ce rythme est environ de 5,5 km²/an, de 1,3 km²/an pour les peuplements mixtes, et finalement, pour les conifères et les peuplements très jeunes issus de plantations ou de coupes forestières, il est de moins 1 km²/an. Pour ce qui est des zones vertes, cette étude montre que la diminution des boisées au cours des dix dernières années suit un rythme comparable à celui des zones blanches (fig. 1.2). Parmi les principales causes de cette diminution des boisées dans des zones agricoles on note les conversions de celles-ci en terrains de golf et en des champs agricoles, ainsi que l'établissement ou l'expansion d'une industrie d'extraction (Cavayas et Baudoin, p. 37).

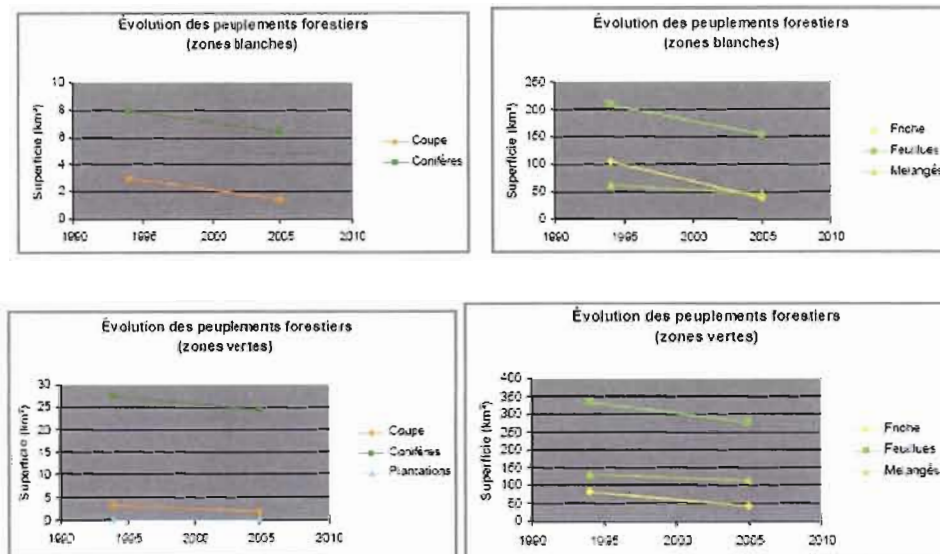


Figure 1.2 Évolution du couvert forestier (1994-2005) pour l'ensemble du territoire de la CMM. (Source : Cavayas et Baudoin, 2008)

Pour ce qui est des milieux humides, le rapport parvient à la conclusion qu'ils occupent une partie infime du territoire de la CMM. Ainsi en 1960, la superficie occupée par ceux-ci était de 1% pour l'ensemble du territoire. Au fil du temps, le peu qui restait a été également transformé principalement en zones résidentielles. Pour ceux qui demeurent encore intacts, leur viabilité à long terme devient préoccupante à cause de la forte pression d'urbanisation (Cavayas et Baudoin, 2008 p. 41).

Par ailleurs, les milieux riverains et aquatiques, soit les berges, les rives et les plans d'eau sont les plus affectés par l'étalement urbain. En effet, le nombre et la qualité des cours d'eau ainsi que la superficie des plaines inondables ont diminué, notamment à la suite du développement résidentiel. De plus, la très grande majorité des berges et des rives sont privées, de sorte que la population ne peut y avoir accès facilement (MAMM, 2001).

À l'échelle de l'agglomération de Montréal⁵, le portrait n'est pas plus encourageant. En effet, pendant la période de 1984 à 2001, la perte de végétation des surfaces boisées atteignait 404 ha, soit 9,3% des surfaces boisées de 1986⁶. En ce qui concerne la prise en compte de l'ensemble des surfaces boisées et vertes, regroupant bois, parcs, espaces gazonnés et friches, les pertes pour cette même période étaient de 2280 ha, soit 23,1% (Boivin *et al.*, 2002).

L'Atlas des bois de Montréal, publié en 2001, souligne qu'il restait 1600 ha de surfaces boisées (hors parcs et hors golfs), ce qui représentait 3,2% de la surface totale terrestre du territoire⁷. Ce rapport constate qu'il y a des pertes annuelles de l'ordre de 65 ha à 81 ha, ce qui correspond grossièrement à la surface du campus de l'Université de Montréal (74 ha) ou de 4 à 5% des pertes par année (Hodder et Thiffault, 2001).

En matière de conservation, les surfaces terrestres protégées en 2001 et qui correspondent à l'une ou l'autre des catégories de l'Union mondiale pour la nature (IUCN) totalisaient 1614 ha, soit 3,2% de l'ensemble du territoire terrestre de l'île de Montréal (Hodder et Thiffault, 2001). Aujourd'hui les aires protégées existantes représentent une superficie de 1562 ha (Hodder, 2008).

À cet égard, la Ville de Montréal a adopté, en décembre 2004, la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels* dont l'objectif est de protéger 3000 ha, soit 6% de la superficie terrestre de l'agglomération de Montréal. Comme nous venons de le mentionner, la superficie totale d'aires protégées à Montréal est d'environ 1562 ha. Ce qui veut dire que pour atteindre l'objectif de la politique de 3000 ha, il reste encore 1438 ha à protéger.

⁵ L'agglomération de Montréal équivaut au territoire de l'île de Montréal. Elle comprend la ville de Montréal et ses 19 arrondissements ainsi que les 15 villes reconstituées suite aux référendums sur les défusions (Site Internet de la Ville de Montréal. Montréal en statistiques, 2006).

⁶ Selon le rapport la surface boisée de l'île de Montréal était 4359 ha et la surface verte totale 9852 ha (Boivin *et al.* 2002)

⁷ La surface du territoire de ville de Montréal incluant les eaux territoriales totalise 62318 ha alors que la surface terrestre est de 49983 ha (Hodder et Thiffaut, 2001)

Puisque la superficie boisée restante en 2001 était de 1600 ha et que le rythme de pertes annuelles est de 74 ha, cet objectif requiert donc un effort additionnel de conservation à Montréal.

Par ailleurs, la démarche de conservation de la biodiversité en milieu urbain et de l'aménagement du territoire possèdent un caractère sectoriel et est loin de considérer la biodiversité comme un « tout » à l'échelle de l'agglomération. En effet, les menaces sur le patrimoine culturel et biologique du Mont-Royal par la construction de 29 projets, dont l'agrandissement du stade Percival-Molson sur le flanc sud de la montagne vont en ce sens (Champagne, 2006). De même, la création d'une Maison de la culture et l'implantation des bureaux d'arrondissement de Rivière-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles dans le Parc René-Masson, caractérisé par un boisé important et un milieu humide, pourrait sacrifier 25000 m² du parc, soit 25% de sa superficie (Site Internet du Conseil régional de l'environnement de Montréal [CRE-Montréal])

Enfin, le bilan que vient de publier la Ville de Montréal après la première année d'application de la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*, fait état de nombreuses difficultés et propose d'imaginer de nouvelles solutions pour intégrer la protection des milieux riverains et des nouveaux espaces d'intérêt écologique au réseau de parcs déjà existants (Ville de Montréal, 2006).

De plus, le partage des compétences en matière de conservation de la biodiversité urbaine fait appel à plusieurs paliers, soit les niveaux provincial et métropolitain et les municipalités. Cette multiplicité de paliers s'accompagne d'une multiplicité et d'un chevauchement des acteurs auxquels est associée une fragmentation de leurs rôles et responsabilités respectives. Cette fragmentation peut poser certains problèmes dans la conservation et la gestion de la biodiversité en milieu urbain.

En somme, la nécessité de réintégrer la biodiversité urbaine dans le milieu bâti est de plus en plus reconnue et on comprend mieux que l'intégration de processus écologiques dans la conception et la gestion urbaine ainsi que le maintien à long terme de la biodiversité sont indispensables à la viabilité de la ville.

1.4 Question de recherche et démarche méthodologique

À la lumière de ce qui précède, nous croyons que la ville joue un rôle double dans la préservation de la biodiversité car, d'une part, les villes possèdent une biodiversité remarquable (même si, a priori, la reconnaissance de l'existence de cette biodiversité ne va pas de soi compte tenu du contexte urbain) et d'autre part, un aménagement des villes plus écosystémique peut réduire la dégradation des écosystèmes naturels près des villes, dans la mesure où on adopte une vision régionale.

En effet, la plupart des grandes villes du Canada sont situées dans le sud du pays, là où la diversité et la richesse des habitats sont les plus grandes (Habitat faunique Canada, 2001). Au Québec, la frange plus tempérée de ce territoire est celle du domaine de l'érablière à caryer cordiforme qui se démarque pour sa grande richesse spécifique (Tardif *et al.*, 2005). Mais c'est aussi là où la plupart de villes sont situées. Par conséquent, lorsque ces villes s'agrandissent, elles continuent d'avoir de profondes répercussions sur la diversité biologique, à la fois au niveau local et régional. Cela pose donc le problème de la conservation de la biodiversité au cœur des différentes politiques municipales.

En ce sens, la Ville de Montréal dispose de plusieurs politiques et programmes rejoignant le domaine de la conservation de la biodiversité en milieu urbain, sans pour autant le nommer comme tel. Il s'agit notamment de la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*, de la *Politique de l'arbre*, de la *Politique du patrimoine*, du *Plan stratégique de développement durable*, du *Plan d'urbanisme*, du *Cadre de référence du réseau des grands parcs de Montréal* et du *Cadre de référence du Réseau bleu*. C'est donc cet ensemble de politiques et programmes municipaux que nous allons examiner

Ce mémoire vise donc à examiner les fondements sur lesquels s'appuie la planification de la conservation de la biodiversité sur l'île de Montréal.

Ainsi, afin de circonscrire la recherche dans le contexte d'une démarche inductive, nous exprimons cet objectif sous forme d'interrogations provisoires que nous reformulerons de façon itérative au cours de la collecte et de l'analyse préliminaire des données. Ces interrogations sont les suivantes :

(1) Comment les divers textes montréalais de politiques abordent-ils la question de la biodiversité?

(2) Ces divers textes de politiques sont-ils articulés en fonction d'une vision intégrée de la biodiversité, ou sont-ils fragmentés?

(3) Ces politiques de conservation s'appuient-elles sur un modèle de la biodiversité en milieu urbain? Et si c'est le cas, de quel modèle s'agit-il?

1.4.1 Démarche méthodologique

Le cadre méthodologique général dans lequel s'inscrit ce mémoire est interdisciplinaire. Comme en témoigne Michon (2003, p. 421) « pour aborder les problèmes de gestion de la biodiversité, il était clairement fait appel à des démarches pluridisciplinaires centrées sur les interactions entre pratiques sociales et dynamiques de la biodiversité ». De même, Niemelä (1999a, p. 119) ajoute: « interdisciplinary research involving natural and social sciences is imperative for a holistic approach to integrating ecology into the process of urban planning ». Ainsi, l'interdisciplinarité s'intègre dans cette étude au niveau de la prise en compte de multiples facteurs provenant de sciences diverses dans la compréhension du phénomène.

D'une façon générale, notre démarche méthodologique, a été, dans un premier temps, de construire un cadre opératoire (voire cadre théorique) selon lequel évaluer l'ensemble des politiques et programmes municipaux. D'après Mace et Pétry (2000, p.51) le cadre opératoire permet « l'arrangement des concepts et de sous-concepts construits au moment de la formulation du problème pour asseoir théoriquement l'analyse ultérieure de l'objet d'étude ». En ce sens, le cadre opératoire représente un élément central de notre recherche, car il spécifie ce que nous allons analyser, et comme ajoute Roy (2003), il mènera à des résultats qui soulèveront un intérêt parmi les pairs. Ce cadre opératoire se base sur une revue de littérature concernant la conservation de la biodiversité en milieu urbain; il est présenté au chapitre II.

Dans un deuxième temps, l'approche de recherche privilégiée pour la collecte et l'analyse des données est celle de l'étude de cas à deux niveaux. D'après Contandriopoulos

et al., (2005) l'étude de cas est une stratégie de recherche dans laquelle le chercheur décide de travailler sur une unité d'analyse. Dans notre cas, nous entendons comme unité d'analyse, l'ensemble des politiques et programmes municipaux pertinents et en vigueur dont la Ville de Montréal s'est dotée.

Nous réaliserons cette analyse d'abord au niveau macro, celui de la Ville de Montréal, afin de déterminer les différents rôles alloués aux espaces verts. Ensuite, au niveau micro, celui du territoire de la Trame verte de l'Est, dans l'arrondissement de Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles, nous nous intéresserons particulièrement à la fonction de conservation de la diversité biologique. L'analyse de l'ensemble des politiques et programmes municipaux sera réalisée à l'aide de deux de grilles d'analyses tirées de notre cadre opératoire. Ces grilles d'analyses et la façon selon laquelle nous avons procédé sont davantage explicitées au chapitre III.

En ce qui concerne la collecte de données, nous avons procédé par un croisement de données suivant deux méthodes : l'analyse de documents officiels et l'enquête par entretiens semi-dirigés à usage complémentaire. Ainsi, bien que la première méthode ait été privilégiée, nous avons également eu recours aux entretiens semi-dirigés à usage complémentaire car ils enrichissent la compréhension de données et « contribuent à leur construction et à leur interprétation » (Blanchet et Gotman, 2007, p. 43). De plus, ce croisement de données aide le chercheur « à réduire l'influence de ses biais personnels et à approfondir davantage son analyse du cas étudié » (Roy, 2003, p. 177). Par ailleurs, le choix de réaliser des entrevues à caractère semi-dirigé permet d'ajouter une certaine flexibilité à l'entrevue de façon à obtenir une information plus approfondie sur certains points (Contandriopoulos *et al.*, 2005, p. 74). Le lecteur trouvera une description plus détaillée de ces entrevues au Chapitre III.

CHAPITRE II

CADRE THÉORIQUE

Nous présentons dans ce chapitre le cadre théorique dans lequel s'inscrit notre étude. Il s'agit d'un nouveau paradigme en écologie qui conçoit les écosystèmes comme des systèmes dynamiques. Contrairement à la notion d'état d'équilibre qui a prévalu jusqu'aux années 70, cette nouvelle vision a amené le développement de nouveaux concepts qui soutiennent les bases de nouvelles stratégies de conservation. Nous présentons ici ceux qui s'avèrent les plus pertinents pour la conservation en milieu urbain et plus particulièrement celui de la gestion écosystémique.

2.1 Un changement de paradigme pour la conservation de la biodiversité : de la théorie de l'équilibre à celle de non-équilibre

La biologie de la conservation a été largement influencée par l'écologie (Sarukhán, 2006). Par ailleurs, la science de la conservation a toujours eu un rôle prépondérant dans la formulation de programmes et de politiques de conservation de la biodiversité. Pour maintenir ce rôle, de nouveaux concepts issus de l'évolution des théories écologiques doivent être incorporés dans des stratégies de conservation sur lesquelles des politiques et des programmes de gestion s'appuieront par la suite (Wallington *et al.*, 2005).

En ce sens, l'un des grands changements conceptuels en écologie de la fin du vingtième siècle a été l'abandon de la notion d'état d'équilibre des écosystèmes et son remplacement par celle de non-équilibre. Cette nouvelle vision met l'accent sur le caractère dynamique et complexe des écosystèmes (Ostefeld *et al.*, 1997; Chevassus *et al.*, 2005; Wallington *et al.*, 2005; Pickett *et al.*, 2004).

En effet, jusqu'aux années 70, les écologues ont pensé qu'en l'absence de l'intervention des humains sur les écosystèmes, ceux-ci étaient soumis à une certaine stabilité. Ainsi, leur organisation structurelle était conduite par des processus de successions

écologiques vers un état stable appelé, état climax. Or, il est aujourd'hui amplement accepté que les écosystèmes sont toujours en état d'équilibre instable ou dynamique, corrigé sans cesse par des boucles de rétroactions complexes (Burel et Baudry, 1999; Walington, *et al.*, 2005; Chevassus *et al.*, 2005).

Ce nouveau paradigme dans la pensée écologique amène à une nouvelle vision conceptuelle des écosystèmes basée sur les idées que nous synthétisons dans le tableau suivant :

Tableau 2.1
Différences entre la vision dynamique et la vision statique des écosystèmes.

<i>Nouvelle vision : écosystèmes « dynamiques »</i>	<i>Vision classique : écosystèmes « statiques »</i>
Les écosystèmes sont des systèmes ouverts à leur environnement, c'est-à-dire ayant des échanges d'énergie et de matière, tels que les nutriments, des polluants, des organismes, de l'information génétique, et de signaux environnementaux qui affectent les comportements des organismes.	Les écosystèmes sont fermés et isolés par rapport à leur contexte adjacent
Les écosystèmes sont des systèmes régulés par des facteurs internes et externes.	Les écosystèmes sont régulés par des facteurs internes.
Les systèmes écologiques peuvent avoir plusieurs ou aucun stade stable. Puisque les écosystèmes sont des systèmes ouverts à leur environnement et que cet environnement est variable, ceci entraîne une dynamique constante ou fréquente des écosystèmes. Ainsi, sur des échelles grossières, les écosystèmes peuvent être stables, mais sur une échelle plus fine, les écosystèmes sont rarement stables.	Les écosystèmes ont un seul état d'équilibre.

(Source : Pickett *et al.*, (2004), p. 374) (Traduction libre de l'auteure)

Tableau 2.1 (suite)
Différences entre la vision dynamique et la vision statique des écosystèmes

<i>Nouvelle vision : écosystèmes « dynamiques »</i>	<i>Vision classique : écosystèmes « statiques »</i>
Les écosystèmes sont dynamiques. Les changements de la composition ou de la structure des écosystèmes à travers le temps, c'est-à-dire, la succession, n'est pas fixe ou déterministe. Celle-ci peut répondre à des facteurs plutôt stochastiques. Des événements historiques et actuels contribuent à la nature dynamique des écosystèmes.	Les écosystèmes sont déterministes.
La reconnaissance du rôle structurant des perturbations dans la dynamique des écosystèmes. La perturbation est donc un phénomène de nature physique et elle peut être une composante du système à une échelle déterminée.	La perturbation est un événement exceptionnel dans les écosystèmes.
Les humains font partie des écosystèmes et ils jouent un rôle majeur. Les activités humaines actuelles ou passées influent sur les différentes composantes des écosystèmes. De nombreuses régions du monde sont soumises à l'influence directe ou indirecte de l'homme par le biais de l'exploitation forestière, du pâturage, de l'agriculture, de l'urbanisation et de la pollution. Les modèles qui tiennent compte des humains les incluent comme partie intégrante des systèmes sous étude.	Non reconnaissance des humains comme partie intégrante des écosystèmes.

(Source : Pickett *et al.*, (2004), p. 374) (Traduction libre de l'auteure)

Cette nouvelle vision des écosystèmes aura d'importantes répercussions dans des politiques de conservation. D'après Bladin (2004) cité par Chevassus *et al.*, (2005), cette idéologie de « l'équilibre de la nature » a conditionné une conception « fixiste » de sa conservation. De ce fait, un état observé d'un écosystème était considéré comme un « état de référence » qu'il convenait de préserver ou, en cas de perturbations humaines ou naturelles, de « restaurer ». Ainsi, de nombreuses pratiques de conservation visaient en particulier à diminuer les impacts anthropiques ou naturels. Or, aujourd'hui, ces pratiques ont montré leurs limites avec notamment, la disparition d'espèces soumises, souvent de manière complexe, aux activités humaines (Chevassus *et al.*, 2005).

En ce sens, Génot et Barbault (2005, p. 175) soulignent que la conservation de la biodiversité ne doit pas conduire à des attitudes fixistes car « il ne s'agit pas de collectionner

des espèces vivantes mais bien de préserver des processus dynamiques et de favoriser des modes de gestion des systèmes naturels respectant certaines structures et intégrant au mieux leur fonctionnalité écologique ».

Pour cela, il faut que la biodiversité sorte de « ses réserves » pour être gérée de façon intégrée sur l'ensemble du territoire, de manière à mettre en place une nouvelle politique de protection de la nature. Celle-ci doit s'appuyer sur les concepts de l'écologie du paysage prenant en compte la dynamique des systèmes écologiques et les échanges entre les espaces protégés restreints et l'ensemble du territoire ainsi que sur ceux des sciences de la conservation (métapopulation, espèces parapluie, corridors écologiques, etc.) (Génot et Barbault, 2005).

D'après Borgström (2006, p. 4), cette nouvelle ère de la conservation est donc dominée par deux idées majeures:

La conservation de la biodiversité est nécessaire pour un développement durable, car les Humains sont dépendants du bon fonctionnement des écosystèmes pour profiter des services écosystémiques que les écosystèmes fournissent.

Étant donné que, d'une part, les écosystèmes sont des systèmes ouverts, complexes et de caractère imprévisible et d'autre part, le fonctionnement des écosystèmes est sévèrement impacté par les activités humaines, la conservation de la biodiversité doit donc prendre place et être intégrée dans d'autres modes d'utilisation de terres et pas seulement dans des zones protégées. Ceci, d'autant plus, que la biodiversité est essentielle pour les Humains.

2.2 Vers de nouvelles stratégies de conservation en milieu urbain

Quels sont les principaux concepts émergents en écologie qui soutiennent les bases des nouvelles stratégies de conservation et qui sont pertinents pour la conservation de la biodiversité en milieu urbain?

Compte tenu de ce changement de paradigme, les représentations qui étaient encore basées sur l'équilibre laissent place à d'autres pour lesquelles l'instabilité, la variabilité et le changement sont la norme. Ainsi une vision dynamique de la biodiversité, de la société et des

relations entre les deux tend à s'imposer. On en retrouve les éléments dans les travaux du *Millenium Ecosystem Assessment* (Weber et Latelin, 2004). C'est donc dans ce contexte de changement que de nouvelles politiques de conservation doivent s'inscrire.

Dans cette optique, nous avons procédé à une revue de la littérature concernant la biodiversité et plus précisément la biodiversité en milieu urbain. Nous avons ainsi retenu les concepts clé du point de vue écologique qui nous semblent pertinents pour la conservation de la biodiversité en milieu urbain. Nous présentons ici chacun de ces concepts.

2.2.1 Le concept d'écosystème urbain

Un des principes écologiques de grande importance pour la planification des villes est le concept d'écosystème (Flores *et al.*, 1998). Ce terme introduit par Tansley en 1935) était un concept théorique fonctionnel qui servait à organiser la réflexion et la recherche de la pensée écologique (Lévêque, 2001). En ce sens, l'écosystème était sans dimension. Cependant, pour des besoins opérationnels, il est devenu une entité géographique, c'est-à-dire, un système spatio-temporel (Lévêque, 2001).

L'article 2 de la Convention sur la diversité biologique définit le concept d'écosystème comme suit :

« On entend par écosystème un complexe dynamique formé de communautés de plantes, d'animaux et de micro-organismes et de leur environnement non vivant qui, par leur interaction, forme une unité fonctionnelle »

Contrairement à la définition de « habitat » donnée par la Convention, cette définition ne mentionne pas d'unité ou d'échelle spatiale particulière. Par conséquent, le terme « écosystème » ne correspond pas nécessairement aux termes « biome » ou « zone écologique », mais peut renvoyer à toute unité fonctionnelle, à quelque échelle que ce soit. De ce fait, c'est le problème à considérer qui devrait déterminer l'échelle de l'analyse et de l'action (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique [CDB], 2004).

Nous retenons ce concept d'« écosystème » comme approche car les problèmes environnementaux dus aux exigences spatiales et énergétiques des villes ne peuvent être

compris que dans une optique systémique de la ville, c'est-à-dire, en considérant les villes comme des écosystèmes urbains (Bryant, 2006; Grimm *et al.*, 2000; Rees, 1997)

Les écosystèmes urbains ont été étudiés en utilisant plusieurs types d'approches. D'après Grimm *et al* (2000), on peut distinguer deux catégories de recherche d'écologie urbaine : des études d'écologie *dans* la ville et des recherches qui étudient l'écologie *de* la ville. La première tend à contraster des caractéristiques de milieux urbains avec les milieux non urbanisés. La seconde englobe toutes les recherches qui étudient les villes comme un écosystème en soi.

2.2.1.1 L'écologie dans la ville

Dans les dernières décennies, plusieurs études écologiques *dans* les villes ont visé les interactions entre les organismes vivants et l'environnement physique des villes et l'influence des activités humaines sur cette relation. Ceci a permis d'accumuler certaines connaissances des caractéristiques écologiques des écosystèmes urbains issus des impacts des processus d'urbanisation sur certains paramètres écologiques, tels que le climat, l'hydrologie, le sol et la biodiversité (Yli-Pelkonen et Niemelä, 2005)..

En effet, la densification des bâtiments dans les milieux urbanisés et, dans leur périphérie, les nouveaux développements résidentiels, commerciaux et industriels sont à l'origine de changements locaux du climat. Le recouvrement des surfaces par des matériaux, pour la plupart imperméables et peu réfléchissants du rayonnement solaire, accroît les températures de surface et favorise la formation d'îlots de chaleur⁸ (Cavayas et Baudoin, 2008). Les impacts des îlots de chaleur sur la santé de la population humaine, sur la qualité de l'air et sur la demande en énergie électrique pour l'alimentation des climatiseurs, sont bien connus. De même, ce changement de climat local permet à des plantes originaires des latitudes et altitudes plus chaudes d'habiter dans des villes de climats plus froids (McKinney, 2006). Les effets de changements du sol sur le biote dans des milieux urbains sont

⁸ Les îlots de chaleur se définissent comme des zones urbanisées, caractérisées par des températures estivales plus élevées que l'environnement immédiat avec des différences qui varient selon les auteurs de 5 à 10°C (Cavayas et Baudoin, 2008)

pauvrement documentés. Généralement, il semble y avoir une diminution du nombre d'espèces et de la biomasse des organismes présents dans le sol, notamment des décomposeurs (Sukopp, 2004). Enfin, le changement du système hydrique des villes issu des processus d'urbanisation du bassin versant, des canalisations, de la minéralisation et de l'imperméabilisation du territoire, etc. entraîne un appauvrissement de la richesse des communautés biotiques (Sukopp, 2004).

Nous récapitulons ces caractéristiques écologiques des milieux urbains, sans vouloir être exhaustifs, dans le tableau suivant :

Tableau 2.2
Principales caractéristiques écologiques des milieux urbains

Caractéristiques écologiques urbaines	
<i>Climat</i>	<i>Biodiversité</i>
Plus chaud	Haute fréquence d'invasions
Plus sec	Haute fréquences d'espèces généralistes
Plus venteux	Moins de présences d'espèces spécialistes
<i>Hydrologie</i>	Haut degré d'hétérogénéité
Ruissellement accru	Altération des régimes de perturbations
Moins d'évaporation / transpiration	Altération des successions écologiques
Diminution de la nappe phréatique	Floraison précoce
<i>Pollution</i>	Accroissement du stress hydrique en été
Augmentation des niveaux de particules	
Changements dans la radiation solaire	
Augmentation de la pollution par bruit	
Production de déchets	
<i>Sols</i>	
Acidification des sols	

(Tableau modifié à partir de la source : Borgström, 2006)

2.2.1.2 L'écologie de la ville

Issue de la théorie de systèmes écologiques, la deuxième approche considère la ville comme un écosystème en soi. En ce sens, les villes sont des systèmes ouverts sur leur environnement. Elles sont caractérisées par de flux de matière et d'énergie. La dynamique de

ces systèmes et des comportements internes résulte de l'interaction de multiples processus se développant sur des échelles spatio-temporelles complémentaires (Terrades, 2001). L'écologie urbaine est perçue comme une « sous-discipline » de l'écologie plus intégratrice dont l'objet d'étude est le milieu urbain (Pickett *et al*, 2001). Dans cette optique, plusieurs outils conceptuels sont développés notamment, celui de l'empreinte écologique (Rees et Wackernagel, 1996; Yli-Pelkonen et Niemelä, 2005).

Dans le domaine de la conservation, cette approche, à la différence des études écologiques plus traditionnelles qui considéraient la nature comme « virginale », reconnaît l'importance et l'influence des Humains (Grimm *et al.*, 2000), et décrit les écosystèmes urbains comme des « *coupled social-ecological systems* » (Pickett *et al*, 1997; Alberti et Marzluff, 2004). Cette nouvelle vision remet en question les approches méthodologiques traditionnelles d'écologie et ouvre un nouveau champ de recherche. Elle s'avère aussi un potentiel pour des approches et méthodologies de recherches interdisciplinaires (Yli-Pelkonen et Niemelä, 2005)

De cette dynamique d'interactions socioécologiques surgissent deux idées principales qu'il faut garder à l'esprit dans l'élaboration de politiques de conservation décrits ci-après:

Le paysage urbain est perçu comme une mosaïque complexe et dynamique de biotopes (Pickett et Cadenasso, 2006);

Les humains ne doivent pas être vus comme un facteur de perturbation, mais plutôt comme un facteur important qui agit comme une force à la fois conductrice et contraignante sur l'écosystème urbain (Pickett, *et al*, 1997).

(a) Le paysage urbain est une mosaïque complexe et dynamique de biotopes

Bien que des villes entières puissent être considérées comme un écosystème en soi, en particulier en ce qui concerne les flux d'énergie et de matière, structurellement et fonctionnellement, elles forment des habitats complexes interconnectés (Sukopp, 2004).

La composition des communautés végétales et animales est donc fortement tributaire des activités humaines. L'ampleur de ces effets sur les communautés végétales et animales

varie dans le temps et dans l'espace. En général, il en résulte une grande diversité d'habitats que les espèces végétales colonisent. Cette diversité d'habitats regroupe autant ce qui est naturel⁹ que ce qui est plus artificiel (parcs aménagés, jardins, cimetières, bordures de rues, etc.) (Gilbert, 1989). On divise ces espaces en trois groupes. Premièrement, les espaces rudéraux : « petits espaces libres (lots vacants, terrains industriels désaffectés [...]) sur lesquels une végétation spontanée a pris place, sans intervention aucune, et qui s'apparentent à la friche », et deuxièmement, les espaces aménagés et contrôlés qui diffèrent entre eux par la qualité et la diversité végétale (Saint-Laurent, 2000a). Une troisième catégorie d'habitats vient compléter la mosaïque urbaine, les habitats résiduels d'origine agricole ou forestière qui ont été épargnés de l'étalement urbain et sur lesquels la ville exerce une pression permanente.

Plusieurs études montrent que ces différents espaces verts rendent différents services écologiques à la ville, notamment la régulation du climat local, la réduction du bruit, le drainage des eaux de pluies, le traitement des eaux usées ainsi que des services de récréation, etc. (Bolund et Hunhammar, 1999). De plus, cette hétérogénéité du paysage urbain contribue à maintenir la biodiversité, notamment en maintenant des métapopulations¹⁰ et en facilitant le mouvement d'espèces fauniques qui supportent des processus essentiels, tels que la dispersion de semences, la pollinisation et même la translocation de nutriments et de matière organique (Colding *et al.*, 2006)

Dans cette optique, la gestion de la biodiversité urbaine passe par un aménagement des espaces de plusieurs types et par des interventions à finalité diverses. Ceci non pas dans l'optique de conserver chacun de ces espaces, mais plutôt « afin de déterminer des statuts et des outils d'aménagement par lesquels les fragments [...] seront mis en système et encadrés dans une structure organisationnelle de gestion » (Sénécal et Saint Laurent, 2004, p. 61). De même, cette gestion différenciée de tous les espaces verts en ville rapportera différents avantages environnementaux.

⁹ Restants de la végétation native

¹⁰ Une métapopulation est une population formée de populations qui s'éteignent et recolonisent localement. (Burel et Baudry, 1999, p.352).

En somme, une politique de conservation de la biodiversité en milieu urbain doit considérer toute cette diversité d'habitats non pas comme des cas isolés, mais plutôt comme un ensemble intégré, interconnecté et en évolution. De même, cette perspective permet d'élargir les approches en aménagement et en urbanisme végétal au-delà des approches traditionnelles qui aménagent les espaces verts comme des « déserts verts » (Saint-laurent, 2000a; Sénécal et Saint Laurent, 2004).

(b) Les humains comme force conductrice et contraignante sur l'écosystème

Cette deuxième idée, sous-tend que l'homme est un facteur dominant de l'écosystème urbain, et qu'il devrait être considéré dans les études de biodiversité en milieu urbain car la ville est avant tout un habitat transformé par l'espèce humaine. Une telle considération doit être faite à partir des différents niveaux d'organisation : « individu, famille, communauté locale, nation, continent et globe (*homo sapiens*) » (Brunet, 1995). L'Homme peut aussi être représenté par « les institutions qui organisent et affectent sa vie quotidienne et par les ressources sociales et culturelles dont il fait partie » (Machlis *et al.*, 1997) cité par Pickett et Cadenasso (2006).

Pour Kinzing *et al.*, (2005) : «*They [les humains] are not merely an exogenous perturbing force, but an interactive species on the landscape, structuring their surrounding to achieve a particular suite of environmental amenities* ». En effet, les humains ne doivent pas être vus comme un facteur de perturbation, mais plutôt comme un important facteur qui agit comme une force à la fois conductrice et contraignante sur l'écosystème urbain.

Par ailleurs, la perception humaine, son choix, et l'action sont souvent les phénomènes qui conduisent les décisions politiques, économiques, ou culturelles, lesquelles mènent aux changements dans les systèmes écologiques. Cette prise de décision opère à l'intérieur d'un large contexte culturel, institutionnel et d'information (Grimm *et al.*, 2000; Zipperer *et al.*, 2000).

Plusieurs études ont été menées dans cette optique. À titre d'exemple, le modèle élaboré par Kinzing *et al.*, (2005) dans la ville de Phoenix (Arizona) montre comment les caractéristiques culturelles et socioéconomiques agissent sur les modèles de biodiversité

urbaine, indépendamment des effets de la densité de la population, de la distance du centre urbain et du temps depuis la perturbation. Il montre aussi la corrélation entre la variation en richesse spécifique en aires résidentielles due à des facteurs socioéconomiques et des caractéristiques culturelles. En outre, le réseau Long-Term Ecological Research (LTER), formé par des scientifiques de sciences naturelles et sociales, a décrit un cadre conceptuel pouvant servir d'approche à l'étude des écosystèmes urbains. Selon ce modèle, les dynamiques des écosystèmes urbains sont dictées par un ensemble de variables qui interagissent entre elles. Ces variables sont classées en deux groupes soit : (1) le contexte biophysique et (2) le contexte social. Les changements dans chacun de ces contextes affectent la dynamique globale de l'écosystème. À son tour, la dynamique de l'écosystème, par réaction de feedback, provoque des changements dans les contextes social et biophysique (Grimm *et al.*, 2000).

Cette vision de l'écosystème se démarque ainsi à la fois de l'approche d'origine naturaliste (écosystème) et des approches purement sociales (socio-économique), car elle pose les deux ensembles sur un même pied d'égalité. Ces ensembles forment un tout du point de vue structurel et sont indissociables dans leurs relations, ce qui implique la *coévolution fonctionnelle des sous-systèmes naturels et sociaux* au fil du temps (Lévêque *et al.*, 2003)

2.2.2 Prise en compte de la complexité de la biodiversité

Les approches de conservation et de la gestion de ressources naturelles ont rapidement évolué en réponse aux changements de perception des systèmes écologiques comme des systèmes dynamiques et complexes (Poiani *et al.*, 2000). Ainsi, la perception croissante de la complexité et de la dynamique des écosystèmes a conduit à une approche plus large de la biodiversité, notamment avec l'approche hiérarchique proposée par Noss (1990).

Cette approche propose une description de la biodiversité selon une hiérarchie emboîtée, depuis le gène jusqu'au paysage, en la décomposant selon trois attributs : la structure, la composition et le fonctionnement. Puisque ces trois attributs sont interdépendants, ils sont présentés à travers des sphères interconnectées, chacune contenant de multiples niveaux d'organisation.

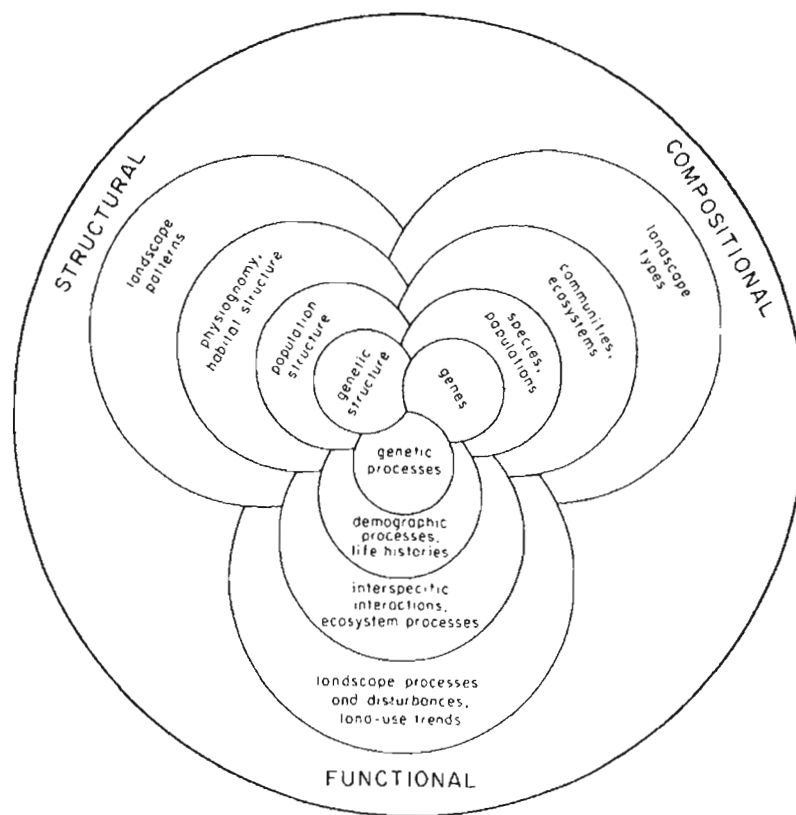


Figure 2.1 L'approche hiérarchique de la biodiversité proposée par Noss (1990)

Ces trois attributs déterminent et constituent la diversité biologique d'une zone (Noss, 1990). La composition dépend de l'identité et de la variété d'éléments compris dans chaque niveau d'organisation biologique. La structure est l'organisation physique ou pattern d'un système et finalement la fonction qui englobe les processus écologiques, tels que le flux de gènes, les perturbations, le cycle de nutriments, etc.

L'approche hiérarchique suggère que la biodiversité soit surveillée à plusieurs niveaux d'organisation et dans plusieurs échelles spatio-temporelles. Selon cette approche, aucun niveau d'organisation n'est en soi fondamental et différents niveaux de résolutions sont nécessaires en fonction de la question posée. Par exemple, celle des effets du changement climatique sur la biodiversité (Noss, 1990).

En ce sens, cette approche remet en question les pratiques de conservation plus traditionnelles qui traitent la biodiversité seulement en termes de diversité compositionnelle (Noss, 1990), ce qui a entraîné des pratiques de conservation très réductrices et trop concentrées sur les espèces rares et menacées (Poiani *et al.*, 2000; Chevassus *et al.*, 2005). Cela a eu comme conséquence, une simplification structurelle des écosystèmes et le fait que des processus écologiques fondamentaux n'aient pas été pleinement appréciés (Noss, 1990).

Des approches de biodiversité visant donc uniquement une composante du système, telle que l'approche de « *single-species* », risquent d'avoir des résultats inattendus, qui peuvent même déclencher d'autres effets dans l'ensemble du système (Wallington *et al.*, 2005). Ainsi, plusieurs auteurs suggèrent des approches de conservation à des échelles plus larges, notamment au niveau du paysage (Noss, 1990; Franklin, 1993; Wallington *et al.*, 2005).

En milieu urbain, la plupart des stratégies de conservation sont souvent très difficiles à mettre en pratique dans la planification urbaine, car les termes employés pour définir ou décrire la biodiversité sont souvent très généraux et abstraits (Elander *et al.*, 2005). Pour faciliter l'adaptation de la biodiversité à la planification de la structure urbaine, les trois niveaux d'organisation biologique (gènes, espèces et écosystèmes) communément utilisés devraient être élargis à un quatrième : la biodiversité au niveau du paysage urbain. Pour y parvenir, l'utilisation de l'échelle du paysage faciliterait l'adaptation (Elander *et al.*, 2005).

2.2.3 La prise en compte de la dynamique des écosystèmes

Les écosystèmes sont des systèmes complexes et dynamiques. Donc, leur structure et leur composition change avec le temps. Ce changement peut-être graduel, issu de la succession écologique, ou plus rapide, résultant des perturbations naturelles ou anthropiques ou des changements au niveau de la gestion (Wallington *et al.*, 2005). Cette dynamique spatiale et temporelle a d'importantes répercussions pour la gestion des écosystèmes.

2.2.3.1 Dynamique temporelle : L'héritage historique de l'utilisation du territoire

L'adoption du nouveau paradigme en écologie amène à considérer les systèmes écologiques comme dynamiques. En ce sens, le temps devient un facteur clé pour la compréhension des processus écologiques et des mécanismes évolutifs des écosystèmes (Dale *et al.*, 2000; Wallington, *et al.*, 2005).

Des études menées sous cette optique ont montré que la compréhension des mécanismes évolutifs des écosystèmes est étroitement liée à l'histoire de l'utilisation du territoire (Foster *et al.*, 2003). En effet, des activités passées sur un territoire continuent d'influencer pendant longtemps la composition, la structure et le fonctionnement des écosystèmes, ce qui contraint l'utilisation future de la terre pour des décennies ou des siècles (Foster *et al.*, 2003).

En effet, l'action de l'homme influence la dynamique des écosystèmes de façon directe par l'agriculture, l'urbanisation, la modification des régimes de perturbations naturelles telles que le feu, ou de façon indirecte, par le changement climatique. Ces actions vont laisser leur trace dans les écosystèmes, à travers le temps, en changeant leur structure et leur composition, la structure chimique du sol, la dynamique carbone/azote, etc. C'est ce qu'on appelle l'héritage historique¹¹.

De ce fait, les écosystèmes, quel que soit leur degré d'anthropisation, doivent donc être compris dans le contexte d'une trajectoire de changement, où l'organisation des communautés animales et végétales et les cycles de matières et d'énergie ne sont pas uniquement dépendants des conditions environnementales actuelles, mais de l'histoire récente ou ancienne.

Dès lors, la compréhension des problèmes reliés à l'homogénéisation des espèces ne peut être complète qu'en ayant des données historiques. En ce sens, comprendre les interactions des espèces exotiques et indigènes au cours du temps est crucial pour maintenir la végétation indigène dans des écosystèmes urbains (Sukopp, 2004; Alvey, 2006).

¹¹ Traduit de l'anglais : « *Land-use legacies* »

Par ailleurs, la prise en compte des perspectives historiques facilite l'interprétation des paysages que nous souhaitons contrôler et contribue à établir des objectifs réalistes pour la gestion et la conservation ainsi que pour l'identification des outils appropriés pour atteindre ces objectifs (Foster *et al.*, 2003). Ainsi, en étudiant les patrons historiques de changements de composition des espèces, il est plus facile de prédire les espèces locales en péril d'extinction et nous sommes donc mieux équipés pour créer des plans de gestion pour le maintien de la biodiversité à long terme (Alvey, 2006).

De même, puisque les écosystèmes varient à travers le temps, la protection légale des aires protégées ne garantit pas que celles-ci demeureront dans l'état actuel. Les objectifs de gestion doivent être clairs et définir quels stades de succession sont « acceptables » ou « valables », et cela, dans un spectre de perspectives (Wallington *et al.*, 2005). Car, l'avenir de la biodiversité dépend aussi « des choix économiques et politiques que les sociétés sont, et seront, conduites à faire dans les décennies à venir » (Lévêque, 2003a, p. 14)

En somme, la prise en compte de la dynamique des écosystèmes souligne l'importance des dispositifs de suivi dans la gestion conçue de façon à prendre en compte l'échelle temporelle du changement, soit les changements lents issus des changements climatiques ou plus rapides, tels que ceux issus du feu. Ceci suggère des approches intégrées de gestion qui incorporent des inventaires, du monitoring et de la recherche (Wallington *et al.*, 2005).

2.2.3.2 Dynamique spatiale : l'hétérogénéité spatiale

La plupart des programmes de recherche en écologie se sont déroulés dans le cadre de l'écosystème défini comme une biocénose homogène se développant dans un environnement homogène. Ce n'est qu'à partir de 1970 que cette homogénéité apparente a été remise en cause, donnant lieu à la reconnaissance de l'hétérogénéité des écosystèmes (Burel et Baudry, 1999). On trouve maintenant un consensus, à l'effet que la nature est hétérogène, et que cette hétérogénéité est un attribut clé des systèmes écologiques (Pickett et Cadenasso, 2006) car elle exerce une forte influence sur les processus et la structure de ces derniers à toutes les échelles (Pickett *et al.*, 1997).

Les écosystèmes urbains sont hautement hétérogènes (Pickett et Cadenasso, 2006). L'hétérogénéité perçue à un moment donné, en un endroit donné est la résultante de plusieurs facteurs qui opèrent à différentes échelles spatio-temporelles. Cette dimension de temporalité permet de décrire les paysages comme dynamiques, changeant avec le temps (Pickett et Cadenasso, 2006).

En ce sens, on peut décrire le paysage urbain comme une mosaïque dynamique de *patches*¹² biologiques et physiques à l'intérieur d'une matrice d'infrastructures, d'institutions sociales, de cycles et de règles où les principales sources qui créent cette hétérogénéité spatiale sont d'origine naturelle et sociale. Les sources naturelles comprennent : les régimes de perturbations naturelles, les caractéristiques physiques et les agents biologiques. Les principales sources sociales d'hétérogénéité du paysage urbain sont quant à elles : l'introduction d'espèces exotiques, la modification de la topographie et du système hydrologique, le contrôle et la modification des perturbations naturelles et enfin la construction d'infrastructures extensives (Pickett *et al.*, 1997).

McIntyre (2002) cité par Pickett (2006) suggère de reconnaître les systèmes urbains comme une mosaïque complexe de biotopes où cette complexité peut être organisée selon un gradient conceptuel. Ainsi, les écosystèmes urbains sont caractérisés par un haut niveau d'hétérogénéité spatiale organisée selon un gradient allant des alentours de la ville au centre-ville (Pickett et Cadenasso, 2006; McKinney, 2002). D'une façon générale, les écologues soulèvent que vers le noyau urbain, on observe une homogénéisation biotique due à l'imperméabilisation et au morcellement de l'habitat. Ainsi, les espèces locales tendent à être remplacées par des espèces pionnières et tolérantes aux perturbations (McKinney, 2002). Dow (2000) souligne l'importance d'incorporer à ce gradient des données d'ordre social, telles que l'utilisation historique de terres et les efforts de gestion afin de mieux comprendre cette hétérogénéité du paysage urbain.

¹² L'écologie du paysage a donné lieu au développement d'une terminologie spécifique. En ce sens, les différents éléments qu'on peut distinguer dans un paysage sont les suivants: la **matrice** qui est l'élément englobant: en son sein, on distingue des *patches* (bosquets, habitations) et des **corridors**, éléments linéaires. L'ensemble de patches constitue une **mosaïque** et l'ensemble des corridors un **réseau** (Burel et Baudry, 1999).

Suivant ce gradient, McKinney (2002) souligne l'importance de conjuguer deux types de stratégies pour préserver la biodiversité urbaine. La première viserait l'acquisition des habitats résiduels souvent situés en la périphérie et où l'on peut trouver une plus grande richesse spécifique d'espèces natives. La deuxième viendrait en complément de la première et viserait la mise en place de stratégies de restauration des habitats rudéraux et habitats aménagés afin d'augmenter la diversité végétale en utilisant des espèces indigènes.

2.2.4 L'importance du contexte paysager

Parallèlement à l'évolution de la perception écologique des écosystèmes comme homogènes, statiques et fermés à celle de systèmes hétérogènes, dynamiques et ouverts, il y a eu une chronologie de théories de conservation à l'échelle du paysage, commençant par la théorie des « Îles biogéographiques » de MacArthur et Wilson (1967) suivie de la théorie de « métapopulations » de Levins (1969) aux réflexions actuelles sur la question de la connectivité (Noss, 2004).

Au cours des années 90, de nombreux travaux ont relié l'écologie du paysage et les théories nommées ci-dessus, révélant ainsi l'importance du contexte paysager dans la dynamique des populations et des écosystèmes. Plusieurs généralisations empiriques issues de ces travaux ont été faites par la suite pour viser le maintien de la biodiversité. Bien que la plupart de ces travaux se soient déroulés dans des environnements plus naturels, ils peuvent être aussi appliqués à des écosystèmes urbains (Noss, 2004). Nous décrivons ci-après les idées principales qu'il faut prendre en considération dans la planification des villes.

En s'appuyant sur la théorie des îles biogéographiques dans le sens plus large, une généralisation de la relation entre la richesse spécifique et la superficie a été faite. En ce sens, la richesse spécifique croît à mesure que la superficie de l'habitat augmente¹³.

Bien qu'il soit aujourd'hui accepté que ce type d'extrapolation ne soit pas toujours directe sinon qu'elle dépend d'autres considérations, tel qu'il a été vu dans le débat connu sous son sigle SLOSS (*Single Large or Small Several*), il sert à une première exploration

¹³ Plusieurs études menées dans des écosystèmes urbains ont montré cette relation pour différents taxons d'oiseaux, des mammifères, d'amphibiens (Colding, 2007) et d'arthropodes (Niemelä, 1999a)

entre la relation de la richesse spécifique et les caractéristiques des habitats urbains (Niemelä, 1999). En ce sens, les parcelles plus larges des habitats résiduels devraient être prioritaires (Noss (2004).

Cette théorie des îles biogéographiques a rapidement cédé la place à la théorie de métapopulations. Les métapopulations sont des ensembles de populations éclatées dans les espaces entre lesquels il existe des échanges d'individus. Dans cette optique, de nombreuses observations convergent pour souligner que les populations locales sont vulnérables à l'extinction, mais tant que les individus d'autres populations locales peuvent recoloniser l'habitat vide, la métapopulation peut survivre. La probabilité de recolonisation augmente par la présence de sites favorables et par la présence suffisante d'individus se déplaçant à partir des populations établies vers des habitats inoccupés (Barbault, 1997).

La raréfaction de ces habitats, ainsi que leur fragmentation et leur isolement sur le territoire, constituent donc des menaces réelles pour les populations de nombreuses espèces.

Dans les milieux urbains, la plupart des habitats naturels ou semi-naturels sont trop petits pour maintenir les populations de nombreuses espèces. En ce sens, la connectivité entre ces différents habitats apparaît comme le seul moyen pour maintenir une riche diversité d'espèces sauvages. Cela d'autant plus que les populations d'espèces sauvages en milieu urbain existent souvent comme métapopulations (Noss, 2004).

En appliquant cette idée de métapopulation à des travaux d'écologie de paysages, on peut généraliser que la structure du paysage intervient dans la dynamique des métapopulations. Ainsi, l'idée de base est que la disposition des différents éléments du paysage, leur taille, leur forme, la nature de la lisière, ainsi que l'hétérogénéité de l'espace entre les parcelles a une incidence dans la dynamique des populations ou des communautés d'animaux et de végétaux présents dans ces habitats (Burel et Baudry, 1999). Pour cette raison, il est important de considérer l'ensemble des surfaces boisées et les espaces verts comme un tout à l'échelle du paysage (Flores *et al.*, 1998).

Pour tenir compte de cette complexité écologique au niveau du paysage, Flores *et al.*, (1998) proposent *une approche hiérarchique* pour les écosystèmes urbains. Cette approche

aide à contrôler la complexité écologique en l'organisant en composantes discrètes et fonctionnelles qui opèrent à différentes échelles. Par exemple, dans une région métropolitaine, ces composantes peuvent être représentées par les espaces verts. Une première échelle serait le quartier dans lequel les espaces verts sont localisés, ensuite la section de la ville où les quartiers se trouvent et finalement, la ville entière à l'intérieur de la région métropolitaine.

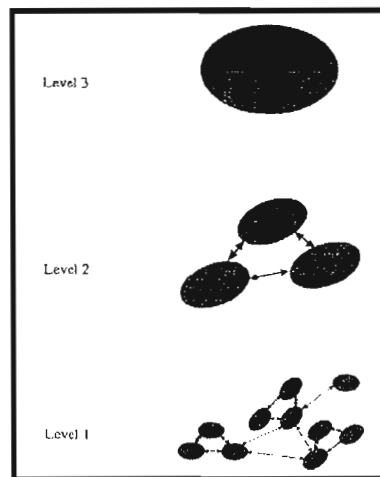


Figure 2.2 Approche hiérarchique d'un écosystème urbain.
(D'après Flores *et al.*, 1998)

Explication de la figure : Le niveau 1 représente les interactions des composantes à l'intérieur d'un quartier. Le niveau 2 représente les interactions entre les quartiers. Et le niveau 3 représente la ville (paysage urbain) qui est composée de quartiers. Les grosses flèches représentent les interactions fortes et les flèches pointillées de faibles interactions.

Par ailleurs, comme les échelles ne sont pas indépendantes les unes des autres, les actions prises à une certaine échelle doivent être considérées à des échelles plus grandes et plus petites que celle-ci (Savard *et al.*, 2000). À ce propos, Dale *et al.*, (2000) soulignent l'importance d'examiner l'impact des décisions locales dans un contexte régional. Pour y parvenir, ces auteurs soulèvent deux considérations principales qui doivent être faites en matière d'aménagement du territoire : (1) identifier les régions voisines qui sont susceptibles d'être affectées par le projet local et (2) examiner comment les juridictions adjacentes font usage de leurs terres et comment elles sont gérées.

2.2.5 La connectivité

Tel que mentionné précédemment, la plupart des espaces naturels ou semi-naturels, dans les milieux urbains, sont souvent trop petits pour maintenir des populations de plusieurs espèces (Noss, 2004) et la connexion entre ces différents espaces est souvent faible (Niemelä, 1999a).

Considérant que les écosystèmes sont reliés à leur contexte paysager, la connectivité au sein d'un paysage est vite apparue comme un enjeu central aux problèmes relié à la fragmentation (Burel et Baudry, 1999). La connectivité joue un rôle clé pour maintenir la biodiversité dans les écosystèmes urbains (Noss, 1999) car la proximité entre des espaces similaires est cruciale pour maintenir leurs propriétés écologiques et cela d'autant plus dans des espaces de petite taille qui risquent de perdre plus d'espèces à long terme (Drayton et Primack, 1996).

Étant donné qu'aucun paysage n'est en soi ni fragmenté ni connecté, Andersson (2006) souligne deux différentes dimensions de la connectivité, celle de la connectivité *structurelle* et celle de la connectivité *fonctionnelle*. La connectivité *structurelle* est définie comme la contiguïté spatiale entre éléments de même nature au niveau du paysage (Burel et Baudry, 1999) et la connectivité *fonctionnelle* est déterminée par le potentiel d'un paysage à permettre le mouvement d'espèces et les échanges écologiques entre les populations (Noss *et al.*, 1994 cité par Borgström, 2006).

En ce sens, même si les petits espaces naturels ou semi-naturels qu'on trouve en ville sont trop petits pour maintenir des populations viables, ils peuvent être connectés fonctionnellement à d'autres espaces plus éloignés et ainsi être une part importante de la dynamique des métapopulations (Rudd et Schaefer, 2002), par exemple dans la dynamique des oiseaux migrateurs (Drapeau et Brongo, 2004).

Plusieurs concepts sont apparus afin d'augmenter la connectivité au sein d'un paysage (Hess et Ficher, 2001). Dans la planification des villes, les termes de corridor, couloir vert ou *greenway*, et réseau écologique, sont prédominants. Ces concepts étant des termes très voisins, la double dimension de la connectivité soulignée plus haut a donné lieu à

de la confusion dans l'usage et le design de ces termes dans différentes disciplines, notamment celle de la conservation de la biodiversité, de l'écologie du paysage, de l'architecture du paysage et de la planification urbaine (Hess et Fischer, 2001).

En effet, l'absence d'une terminologie claire et cohérente entraîne une confusion quant aux objectifs de conservation des corridors et, par conséquent, la façon selon laquelle les corridors devraient être conçus, contrôlés et évalués n'est pas plus claire. En ce sens, si les corridors ne sont pas conçus pour accomplir une fonction bien définie, les résultats peuvent être décevants (Hess et Fischer, 2001).

Afin de maintenir la biodiversité, il est aujourd'hui amplement reconnu que les fonctions écologiques que peuvent exercer les corridors sont au nombre de six: (1) comme *habitat* où des organismes peuvent survivre et se reproduire; (2) comme *conduit* facilitant le mouvement d'espèces entre deux habitats; (3) comme *filtre*: certains organismes ou matériaux ne peuvent passer à travers et certains autres peuvent; (4) comme *barrière*: les organismes et matériaux ne peuvent traverser les corridors (5) comme *source* d'organismes ou de matériaux qui proviennent d'un corridor et (6) comme *puits*: certains organismes ou matériaux qui rentrent dans un corridor y sont détruits (Burel et Baudry, 1999; Hess et Fischer, 2005). À ceci, d'autres fonctions d'ordre social doivent être ajoutées, notamment celles reliées à des fins récréatives, esthétiques et d'éducation relative à l'environnement (Bryant, 2006).

Fabos (2004) identifie trois types principaux de corridors en milieu urbain, ceux à caractère écologique, les corridors récréatifs et les corridors associés à des valeurs historiques ou culturelles. Évidemment, tous ces types de corridors pourraient être utilisés comme des outils afin de maintenir la biodiversité en milieu urbain. Pour y parvenir, leur conception devrait viser à réduire autant que possible les conflits entre les activités récréatives et de conservation (Bryant, 2006). En effet, même si les objectifs des corridors sont a priori différents, leurs fonctions écologiques et sociales ne sont pas exclusives. En adressant explicitement les fonctions des corridors dans leur conception, la confusion entourant leurs rôles peut être en grande partie éliminée. Il est donc fondamental, lorsqu'on conçoit des

corridors écologiques, d'apporter le plus grand soin à la sélection d'espèces ciblées afin que le corridor bénéficie du plus grand nombre possible d'espèces.

Finalement, des études de connectivité visant à explorer le nombre et les patrons de corridors requis pour connecter des espaces verts, comme éléments d'une stratégie globale de conservation de la biodiversité, peuvent être plus efficaces que de les choisir aléatoirement (Rudd et Shaefer, 2002). La création d'un tel *réseau fonctionnel* d'espaces verts permettrait de mieux préserver le biote dans des parcs urbains ainsi que des espèces migratrices saisonnières qui utilisent parfois ces habitats urbains pour leur survie (Rudd *et al.*, 2002). En ce sens, Noss (2004) propose un « *network of networks* », c'est-à-dire un système hiérarchisé de réseaux reliant les habitats résiduels des zones urbaines à ceux plus éloignés dans la région.

2.2.6 La notion de « services écosystémiques »

Depuis les années 90, l'érosion de la diversité biologique marque une prise de conscience des liens étroits entre l'homme et la biodiversité et, de ce fait, le constat que l'avenir des sociétés humaines est lié à celui des écosystèmes qu'elles exploitent.

En ce sens, un nouveau concept est né afin de clarifier le lien entre le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain, celui des *services écosystémiques* (Daily, 1997). Cet auteur définit les services écosystémiques comme suit : « *The conditions and processes through which natural ecosystems, and the species that make them up, sustain and fulfill human life* ».

Une vision plus anthropocentrique des services écosystémiques a été donnée par Costanza (1997) cité par Bolund et Hunhammar (1999). Ceux-ci sont définis comme « *les bénéfices que les hommes obtiennent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes* ». Ainsi, certains services procurent des bénéfices directs aux hommes, tels que l'approvisionnement en nourriture, en eau douce, etc., tandis que nous profitons d'autres services de façon indirecte, tels que ceux que procurent la pollinisation des plantes ou le cycle de nutriments. Or, parce que ces derniers sont plus difficiles à percevoir, ils sont

rarement valorisés, alors qu'ils sont tout autant essentiels à notre survie (Bolund et Hunhammar, 1999).

De même, *l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire* définit les bénéfices tirés des écosystèmes comme : « les bénéfices que les écosystèmes procurent aux hommes ». Ils comportent les services *des prélèvements* : produits issus des écosystèmes; les services *de régulation* : bénéfices issus de la régulation d'écosystèmes; les services *d'auto-entretien* : bénéfices nécessaires à l'octroi de tous les autres services fournis par les écosystèmes; enfin les services *culturels* : bénéfices immatériels issus des écosystèmes (EM, 2005).

Plusieurs études menées dans les villes ont montré comment différents espaces verts fournissent plusieurs services écosystémiques tels que la filtration de l'air, la régulation du microclimat, la diminution du ruissellement de l'eau, la réduction du bruit, la pollinisation, la dispersion de semences, la rétention de nutriments, la régulation des insectes ravageurs et agissent enfin comme librairie génétique (Bolund et Hunhammar, 1999; Colding *et al.*, 2006) et cela, indépendamment de leur taille (Bodin *et al.*, 2006).

Cependant, l'usage à long terme de ces services fournis par les espaces verts ne dépend pas seulement de leur présence, mais aussi de leur viabilité à long terme. Cette viabilité pourrait être menacée par le manque de stratégie de conservation dans les parcs et par l'augmentation de leur fragmentation (EM, 2005).

Par conséquent, prendre en considération ces services écosystémiques dans l'aménagement des villes implique de reconnaître, maintenir et comprendre les fonctions écologiques rendues par les différents espaces verts (Colding *et al.*, 2006). Pour assurer le flux et l'accès continu à ces services à une échelle globale de la ville, différents types d'espaces verts doivent être présents au sein des villes (Andersson, 2006).

Cependant, bien qu'il y ait aujourd'hui un consensus dans la communauté scientifique sur le lien étroit entre la fonction des écosystèmes et la biodiversité (Hooper *et al.*, 2005), il reste encore beaucoup à faire pour intégrer ce lien dans les politiques publiques municipales (Sandtröm *et al.*, 2006b).

2.2.7 Les différents acteurs dans la gestion de la conservation

La prise en compte du comportement des sociétés comme une des composantes des écosystèmes a été déjà mise de l'avant sous le concept de « *savoirs locaux* » dans l'article 8 de la *Convention sur la diversité biologique* signée à Rio de Janeiro en janvier 1992. En ce sens, cette prise en compte doit s'appliquer au sein même de toutes les sociétés, et non seulement vis-à-vis de sociétés dites « exotiques » qui vivent dans les milieux peu urbanisés. Ainsi, de nombreuses personnes, exerçant des activités variées, observent aujourd'hui la nature et ses évolutions et élaborent un savoir qu'il convient de valoriser (Chevassus *et al.*, 2005). La prise en considération de ce savoir dans la conservation devient un élément clé de réussite de la gestion, particulièrement dans les écosystèmes urbains où la perception de la biodiversité et des valeurs rattachées sont très différentes (Bryant, 2006).

Toutefois, pendant longtemps, la participation des populations a été exclue dans les pratiques de conservation, ce qui a entraîné de véritables conflits sociaux. Dans les écosystèmes urbains, ces conflits sont souvent déclenchés par la multiplicité d'intérêts autour d'un même « espace »¹⁴.

La prise en compte de cette multiplicité d'intérêts entraîne donc le passage d'une vision monocritère dans la gestion à une culture du débat contradictoire entre acteurs et enjeux divergents. Ce passage oblige, entre autre, à reconsidérer toutes les formes d'informations pertinentes (Folke *et al.*, 2005) et à trouver des arènes d'entente (Simard et Lepage, 2004). Cette optique vise une plus grande participation publique le plus en amont possible dans le processus décisionnel de la gestion de la conservation, depuis la planification jusqu'à la mise en œuvre.

D'après Colding *et al.*, (2006), une telle approche de participation publique peut avoir plusieurs bénéfices, notamment, une diminution des frais de gestion écosystémique, une meilleure implantation de l'agenda local 21 et une amélioration de la gestion de certains habitats.

¹⁴ Les conflits liés à l'aménagement des espaces ouverts en sont un bon exemple (voir à cet égard Gobster, 2001 et Hands *et al.*, 2002).

Enfin, pour l'efficacité d'une telle approche, ces même auteurs soulignent l'importance d'un cadre institutionnel qui tient compte des interactions inter-échelles de la gouvernance de la biodiversité à différents niveaux de la société, qui favorise un apprentissage mutuel et une relation de confiance entre les participants, et qui s'appuie sur un modèle de gestion adaptative.

2.3 Un modèle de gestion pour les politiques urbaines de conservation : Le modèle de gestion écosystémique

En milieu urbain, la destruction et la dégradation des espaces verts peut entraîner des changements au niveau des services écosystémiques offerts par ces derniers et par conséquent, affecter le bien-être des individus dans les décennies à venir, comme il a été démontré dans le rapport de l'EM (2005).

Au cours des dernières décennies, le rôle fondamental de la diversité biologique dans le fonctionnement des écosystèmes est devenu de plus en plus clair (voir à cet égard Hopper *et al.*, 2005). La gestion de la biodiversité devient un élément clé de la démarche vers des villes plus viables. La gestion des écosystèmes urbains, tels que les espaces verts ou les cours d'eau, doit donc être conduite de façon à préserver des écosystèmes fonctionnels à long terme (Borgström, 2005).

Or, la complexité des écosystèmes urbains en tant que « *coupled social-ecological systems* » crée des conditions particulières dans leur gestion qui diffèrent des approches plus traditionnelles de la conservation de la nature (Pickett *et al.*, 2001). En effet, le haut degré d'hétérogénéité spatiale, la présence des humains comme un facteur à la fois conducteur et contraignant des régimes de perturbation et la diversité d'intérêts sur chaque parcelle de terres du paysage urbain, révèlent le grand défi que doivent surmonter la planification et la gestion des espaces verts en ville (Borgström *et al.*, 2006). Pourtant, la dégradation des ces écosystèmes est peu documentée et souvent sous-estimée (Borgström *et al.*, 2006).

En ce sens, d'après Borgström *et al.* (2006), un des défis les plus importants pour entamer la viabilité urbaine consiste à savoir comment gérer ces « *coupled social-ecological systems* », de manière à ne pas affaiblir leur capacité d'adaptation et leur capacité de faire

face aux changements environnementaux. Ceci implique la reconnaissance que ce « coupled system » est un écosystème complexe et dynamique qui obéit à des processus non linéaires où fréquemment il y a un décalage entre ces processus et leurs conséquences.

Dans cette optique le *modèle de gestion écosystémique* s'avère une bonne référence pour établir des politiques et des programmes de conservation en milieu urbain (Lyons, 1997; Borgström *et al.*, 2006).

Ce modèle théorique de gestion, développé par la littérature scientifique anglo-saxonne, est basé sur une approche par écosystème (Grumbine, 1994). En ce sens, les buts et les objectifs de la gestion sont établis en respectant les balises écologiques (Borgström *et al.*, 2006). D'après, Christesen *et al.*, (1996) ces balises écologiques sont établies en prenant en compte des préceptes scientifiques suivants: 1) les différentes échelles spatiales et temporelles sur lesquelles les écosystèmes fonctionnent ; 2) l'importance de la diversité biologique dans le fonctionnement des écosystèmes; 3) la nature dynamique temporelle et spatiale des écosystèmes; et 4) la prise en compte de l'incertitude et des limites de la connaissance scientifique.

Ces mêmes auteurs soulignent que la gestion écosystémique n'est pas un rejet d'une vision anthropocentrique en faveur d'une vision plus biocentrique :

« Rather it is management that acknowledges the importance of human needs while at the same time confronting the reality that the capacity of our world to meet those needs in perpetuity has limits and depends on the functioning of ecosystems ».

Selon *The Ecological Society of America*, l'application d'un modèle de gestion écosystémique doit prendre en compte les éléments suivants (Christensen *et al.*, 1996):

- *La durabilité à long terme comme une valeur fondamentale*

La gestion écosystémique assume le principe de durabilité comme une condition préalable à la gestion.

- *Des objectifs clairement définis*
Les objectifs doivent être clairement définis et assez spécifiques pour qu'il y ait une évaluation des progrès souhaités et une identification des progrès souhaitables.
- *La clarté des modèles écologiques et leurs compréhensions sont essentielles.*
La mise en place d'une gestion écologique doit être fondée sur l'acquisition de connaissances à tous les niveaux d'organisation biologique.
- *Reconnaître la complexité et les interactions des systèmes écologiques*
La complexité et la panoplie des interactions des écosystèmes sont à la base de leur fonctionnement. En ce sens, le maintien de la diversité biologique et de la complexité structurelle des écosystèmes sont primordiaux pour le déroulement de processus écologiques, tels que la production primaire, le cycle de nutriments, etc.
- *Reconnaître le caractère dynamique des systèmes*
Le changement et l'évolution sont des caractéristiques inhérentes aux écosystèmes.
- *Apporter une attention au contexte et à l'échelle*
Les processus écologiques se déroulent à travers un vaste éventail d'échelles temporelles et spatiales. En plus, ces processus écologiques et leurs éléments constitutifs sont reliés à leur contexte. Ceci démontre la nécessité d'une approche à l'échelle du paysage.
- *Les humains sont des composantes fondamentales de l'écosystème*
La gestion écosystémique reconnaît les humains comme une composante intégrale des écosystèmes. L'identification et la participation de toutes les parties intéressées devraient faire partie du processus de gestion.
- *Favoriser une gestion adaptative*
Compte tenu de la nature complexe et des incertitudes du comportement des écosystèmes, de même que nos connaissances limitées, la gestion adaptative doit être

favorisée. En ce sens, les objectifs et stratégies établies doivent être vues comme des « hypothèses » à tester, ce qui requiert la mise en place de programmes de suivi.

À la lumière de ces nouvelles avenues qui prônent pour une approche plus holistique de l'aménagement du territoire afin de mieux saisir, et dans la mesure du possible, de favoriser la nature dynamique et complexe des écosystèmes, nous allons préciser dans le prochain chapitre la démarche analytique mise de l'avant.

CHAPITRE III

CADRE ANALYTIQUE

Les nouvelles idées qui soutiennent les bases des nouvelles stratégies de conservation de la biodiversité prônent une approche par écosystème à de multiples échelles et donnant une importance particulière à l'échelle du paysage. Ceci favorise l'intégration de la conservation dans les différents usages du territoire. Dès lors, il ne suffit plus de protéger la nature remarquable et de la maintenir comme des « îlots naturels » dans un environnement contraignant. Il devient nécessaire de mettre en réseau ces espaces protégés ou préservés afin de permettre les flux biologiques et le mouvement d'espèces d'un espace à l'autre (Noss, 2004; Wolf, 2005).

Cependant, la problématique de la biodiversité en milieu urbain et, plus particulièrement sa prise en compte dans la gestion de l'urbanisation et de l'aménagement urbain, est un enjeu émergent (Wolf, 2005). Cet enjeu tient du fait que les impacts écologiques issus des modèles de développement urbain sont complexes et non linéaires d'une part, et de la nature multifonctionnelle des espaces verts en ville, d'autre part.

En effet, les modèles de développement urbain traditionnels déplacent les espèces indigènes et favorisent la diffusion des espèces non natives, ils dégradent les ressources d'eau, amplifient la fragmentation des habitats et souvent diminuent la valeur culturelle et esthétique du paysage (Milder, 2007). Or, des modèles de développement moins intensifs et bien planifiés et dessinés peuvent, dans certains cas, favoriser la diversité biologique (Mazluff, 2005).

Par ailleurs, la mise en valeur des différents espaces verts en milieu urbain a pris, aujourd'hui, de multiples significations. Elle peut être envisagée, outre le domaine écologique, sur le plan économique, financier et social et désormais très souvent culturel. A

priori, toutes ces préoccupations s'inscrivent dans les objectifs des pouvoirs publics, responsables à diverses échelles des politiques urbaines. Elles se traduisent par la mise en œuvre de documents d'urbanisme, par la réalisation de grandes infrastructures, par des actions opérationnelles modifiant la forme urbaine et par des investissements qui refondent les bases socio-économiques des agglomérations dans le but de rendre les villes plus viables.

Le défi de la durabilité de la biodiversité en milieu urbain relève donc de plusieurs approches plus ou moins bien superposées des espaces verts. Il s'agit d'adopter d'une cohérence écologique entre les différents rôles fonctionnels des espaces verts.

En ce sens, les espaces verts ne sont pas des entités indépendantes, ils sont des éléments structurants de l'environnement urbain dont la définition de leurs objectifs est tributaire de leur complémentarité les uns à l'égard des autres. Cela nécessite une coordination qui doit s'exercer entre toutes les politiques et qui doit conduire à définir des actions synergiques qui seront ensuite intégrées au plan d'urbanisme.

Dans cette optique, notre recherche à caractère exploratoire prétend évaluer le modèle de planification de la conservation de la biodiversité qui découle des différentes politiques et des différents programmes municipaux de la Ville de Montréal.

Cette évaluation porte sur l'analyse des politiques et programmes municipaux dans une optique écologique. En ce sens, la démarche analytique suivie dans le présent mémoire se déroulera en deux étapes. Dans un premier temps, afin de faire ressortir la place occupée par la biodiversité dans les politiques et programmes municipaux, nous allons évaluer les différents documents municipaux à l'aide d'une grille d'analyse que nous présenterons ci-après. Dans un deuxième temps, nous discuterons du modèle de planification de la conservation mise en place à la Ville de Montréal en utilisant les critères théoriques établis pour le modèle de gestion écosystémique comme cadre de référence. Par ailleurs, dans le but d'enrichir la compréhension de ce modèle de planification de la conservation, nous avons réalisé une série d'entrevues auprès de différents acteurs reliés à la conservation de la biodiversité à Montréal.

3.1 Première partie : analyse des politiques et programmes municipaux reliés à la planification des espaces verts

Le lien entre la conservation de la biodiversité et la configuration des espaces verts n'est pas toujours considéré ou parfois, il est établi d'une manière ambiguë. Ceci risque d'altérer la fonction de maintien de la diversité biologique des espaces verts au profit de leur traditionnel rôle d'embellissement des villes industrialisées plutôt qu'en un compromis sociétal à l'effet de « sauvegarder » la biodiversité, tel que stipulé dans le préambule de la *Convention sur la diversité biologique*.

En ce sens, il est absolument nécessaire de dépasser les définitions générales et de spécifier les différents rôles que nous souhaitons pour les espaces verts en ville; cela, par le biais d'actions coordonnées pour leur mise en valeur.

Dans cette optique, afin d'élucider quelle est la place de la biodiversité à Montréal, et ainsi être en mesure de répondre à nos deux questions de départ à savoir:

(1) *Comment les divers textes de politiques abordent-ils la question de la biodiversité?*

(2) *Ces divers textes de politiques sont-ils articulés en fonction d'une vision intégrée de la biodiversité, ou sont-ils fragmentés?*

Nous procéderons à l'évaluation des politiques et programmes municipaux à l'aide d'une grille d'analyse.

Pour la construction de cette grille d'analyse, nous avons emprunté les critères et les indicateurs utilisés par Sandström (2002) dans l'évaluation des « green Plans » de sept villes suédoises. Cette auteure a utilisé six critères déjà définis par le *Swedish Board of Housing, Building and Planning*: (1) récréation, (2) maintien de la biodiversité, (3) élément structurant de la ville, (4) identité culturelle, (5) qualité environnementale, et (6) solutions biologiques à des problèmes techniques.

Nous présentons chacun des critères et les indicateurs qui y sont associés. L'ensemble formera notre grille d'analyse.

GRILLE D'ANALYSE DES POLITIQUES ET PROGRAMMES MUNICIPAUX RELIÉS À LA
PLANIFICATION DES ESPACES VERTS

Critère 1 : Récréation	
Disponibilité et qualité de parcs et autres espaces verts dans la vie quotidienne des citoyens et contribution à la santé publique.	
Indicateurs	Explication de l'indicateur
<i>Importance journalière</i>	L'usage quotidien par les citoyens pour la marche, l'exercice, le jeu et la socialisation.
<i>Accessibilité</i>	Accessibilité d'un espace vert à la marche et sans obstacles ou barrières (par exemple : routes avec circulation dense)
<i>Distribution géographique</i>	Distribution relativement bonne des espaces verts dans toutes les zones de la ville.
<i>Liens entre les espaces verts</i>	Présence de chemins ou de couloirs verts entre les espaces verts.
<i>Éducationnel</i>	Disponibilité des espaces verts à des fins d'activités scolaires notamment à l'enseignement des sciences naturelles
<i>Santé publique</i>	Améliore la qualité de vie et promeut des habitudes de vie saines.
<i>L'eau de surface</i>	La présence de lacs, étangs et cours d'eau améliore la qualité des espaces verts.
<i>Appréciation</i>	Les diverses manières par lesquelles les citoyens apprécient les parcs, boisés et autres espaces verts.
<i>Taille des espaces verts</i>	Nombre et taille des parcs et autres espaces verts
<i>Fonctions esthétiques</i>	Rôle des parcs et autres espaces verts dans l'embellissement de la ville
<i>Espaces verts publics et privés</i>	Les jardins privés comme un complément important aux espaces verts publics.
<i>Intérêt national</i>	La préservation d'espaces verts spécifiques ayant un intérêt patrimonial national
<i>Jardins communautaires</i>	Locations de petits lots de terrains pour la culture de fleurs et légumes.

<p><i>Critère 2 : Maintien de la biodiversité</i></p> <p>Le maintien de la diversité des espèces, des écosystèmes, des paysages dans le territoire environnant.</p>	
Indicateurs	Explication de l'indicateur
<i>Diversité des espèces</i>	Présence d'une grande diversité d'espèces natives dans le milieu urbain
<i>Diversité des écosystèmes</i>	Présence d'une diversité d'écosystèmes dans le milieu urbain
<i>Corridors écologiques</i>	Présence de corridors écologiques entre les habitats, incluant des connexions avec les territoires environnants afin de faciliter la migration des espèces.
<i>Zones noyaux de valeur</i>	Espaces verts avec habitats naturels qui peuvent agir comme zones d'alimentation pour les espèces fauniques.
<i>Importance de l'eau de surface</i>	Les plans d'eau de surface contribuent à augmenter la diversité des habitats et des espèces.
<i>Gestion d'espaces verts</i>	Les plans verts comportent des critères de promotion de la biodiversité.
<i>Taille des espaces verts</i>	Corrélation positive entre la taille et le nombre d'espaces verts et la diversité d'espèces.
<i>L'âge des habitats</i>	Les vieux habitats développent une plus grande diversité d'espèces que les plus jeunes.
<i>Espèces ou habitat rares ou en péril</i>	Importance de préserver les habitats ou espèces rares ou en péril.
<i>Effets de barrière</i>	Les obstructions dans le paysage construites par les humains qui empêchent la migration d'espèces entre les habitats.
<i>Diversité du paysage</i>	Présence de paysages variés dans le territoire autour de la ville.
<i>Valeurs scientifiques</i>	Les habitats ayant une valeur scientifique spécifique.
<i>Fragmentation et effet lisière</i>	Les effets de la subdivision d'habitats continus en des plus petits, ce qui augmente la quantité d'écotones et impacte le climat local
<i>Représentativité</i>	Habitats représentatifs d'un paysage particulier
<i>Concept de métapopulation</i>	Population formée de populations qui s'éteignent et recolonisent localement.

Critère 3 Éléments structurant de la ville

Les espaces verts sont considérés comme éléments importants de la structure de la ville et de la vie urbaine.

Indicateurs	Explication de l'indicateur
<i>Caractère et identité</i>	Chaque ville a certains espaces verts que les citoyens identifient comme des sites importants ou uniques à leur ville.
<i>Fonctions structurantes</i>	Alignement d'arbres, avenues et autres structures de végétation le long des rues et des places.
<i>Composante de discernement</i>	Une ville devient plus intelligible pour les citoyens car les espaces verts divisent les paysages urbains en de plus petits districts.
<i>Facteur unificateur</i>	Les espaces verts unissent les divers districts d'une ville de manière naturelle
<i>Liens avec la campagne (l'arrière- pays)</i>	Les espaces verts urbains créent des liens naturels entre la ville et les paysages environnants.

Critère 4 Identité culturelle

Certains espaces verts permettent de rappeler l'histoire de la ville et ses traditions culturelles.

Indicateurs	Explication de l'indicateur
<i>Héritage historique</i>	Espaces verts associés à des événements historiques.
<i>Aspects culturels spécifiques</i>	Caractéristiques culturelles spécifiques tels que des cimetières et manoirs.
<i>Caractéristiques de quartiers</i>	Préservation d'écosystèmes développés spécialement dans les paysages urbains particuliers
<i>Caractère de la ville</i>	L'histoire de la planification des espaces verts est reflétée dans les paysages urbains existants.
<i>Intérêt culturel national</i>	Espaces verts ayant une valeur culturelle nationale
<i>Traditions locales</i>	Espace vert qui est le résultat de modes de culture ou de techniques traditionnels.

<i>Critère 5 Qualité environnementale</i>	
La présence des espaces verts améliore la qualité de l'environnement urbain, notamment avec l'amélioration du climat local, de la qualité de l'air et la réduction du bruit.	
Indicateurs	Explication de l'indicateur
<i>Filtre de polluants atmosphériques</i>	Les arbres peuvent agir à titre de filtres et améliorer la qualité de l'air.
<i>Zones de protection</i>	La végétation sert d'écran de protection aux logements lors d'épisodes de vents forts.
<i>Amélioration du climat local</i>	La végétation augmente l'humidité, rafraîchit la ville et fournit des zones d'ombre.
<i>Système de ventilation</i>	En conduisant de l'air frais des alentours jusqu'à la ville, les <i>greenways</i> échangent l'air de la ville et contribuent à l'améliorer.
<i>Réduction du bruit</i>	La végétation renforce les effets des écrans sonores.

<i>Critère 6 Solutions biologiques à des problèmes techniques</i>	
Dans les milieux urbains, les espaces verts permettent d'apporter des solutions à des problèmes d'ordre technique, par exemple les problèmes du ruissellement de l'eau de pluie dus à la minéralisation de la surface.	
Indicateurs	Explication de l'indicateur
<i>Nettoyage des eaux de pluie</i>	Les espaces verts permettent d'éviter le ruissellement de l'eau de pluie polluée vers des bassins.
<i>Réservoir de déchets organiques</i>	Utilisation des espaces verts comme lieu pour recevoir et traiter des déchets organiques.
<i>Importance pour la durabilité</i>	Les espaces verts comme un élément important des politiques locales de développement durable.

Après avoir établi comment les différents rôles des espaces verts pourraient être pris en compte par les différentes politiques, nous allons analyser celles qui traitent plus particulièrement de la conservation de la biodiversité.

3.2 Deuxième partie : analyse du modèle de planification de la conservation de la biodiversité

Afin d'encadrer notre analyse pour répondre à notre dernière question à savoir si les politiques de conservation s'appuient sur un modèle de la biodiversité urbaine; et si c'est le cas, de quel modèle il s'agit, nous avons emprunté à Gauthier et Lepage (2005), la notion de référentiel de l'action publique : « il y a dans les politiques, les programmes et les initiatives relatives aux villes viables un *référentiel* qu'il importe de saisir pour ensuite mieux s'interroger sur leurs objectifs et leurs résultats » (Gauthier et Lepage, 2005, p.106). Trois référentiels interventionnistes de l'action publique sont alors identifiés: le référentiel bureaucratique/réglementaire, le référentiel écosystémique et le référentiel de la gestion intégrée de l'environnement.

A cet égard, nous choisissons le référentiel écosystémique car ce référentiel renvoie au modèle de gestion écosystémique, lequel, tel que mentionné dans le chapitre précédent, s'avère un modèle de gestion fort utile pour promouvoir un usage durable de la biodiversité en ville (Lyons, 1997; Borgström, 2005; Borgstrom *et al.*, 2006).

Pour développer notre outil d'évaluation, nous avons repris les huit critères théoriques de la gestion écosystémique élaborés par *The Ecological Society of America* (Christensen *et al.*, 1996) et en s'inspirant des travaux menés par Borgström *et al.*, (2006) et Borgström, (2003) nous leur attribuons une série de questions d'analyse que nous présentons ci-après :

GRILLE D'ANALYSE POUR LE MODÈLE DE PLANIFICATION DE CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

CRITÈRES DU MODÈLE ÉCOSYSTÉMIQUE	QUESTIONS D'ANALYSE
1. <i>La durabilité à long terme est une valeur fondamentale (critère 1)</i>	- le but de durabilité est-il explicite dans les objectifs des documents de planification?
2. <i>Objectifs opérationnels et clairement définis (critère 2)</i>	- Quels sont les objectifs à court et à long terme? - Quels sont les objectifs priorités? - Y a-t-il des objectifs contradictoires?

3. <i>La clarté des modèles écologiques et leur compréhension sont essentielles (critère 3)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Quelles sont les sources de connaissances? - Quelles données ont été utilisées dans la planification? (au niveau général : zones noyaux; au niveau plus détaillé : habitats, espèces; autres : récurrence du feu, inondations, données historiques, etc.)
4. <i>Reconnaître la complexité et les interactions des écosystèmes et de leur caractère dynamique (critères 4 et 5)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Quels niveaux d'organisation biologiques sont considérés? - Est-ce qu'il y a une reconnaissance de l'hétérogénéité spatiale? - Est-ce qu'il y a une reconnaissance du rôle fonctionnel et complémentaire des différents espaces verts?
5. <i>Attention au contexte et à l'échelle (critère 6)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Est-ce qu'il y a une planification à plusieurs échelles? - Est-ce que la planification vise la connectivité entre les différents espaces verts? Et ceci à plusieurs échelles?
6. <i>Les humains sont une composante fondamentale de l'écosystème (critère 7)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Comment les différents acteurs sont-ils pris en compte? Quel est leur rôle?
7. <i>Adaptabilité (critère 8)</i>	<ul style="list-style-type: none"> - Comment la planification est-elle évaluée? (procédure, fréquence, utilisation des indicateurs)

3.3 L'enquête par entretien à usage complémentaire

Selon Blanchet et Gotman (2007) l'entretien peut être utilisé à diverses fins. Soit à des fins exploratoires, soit à la collecte de l'information principale ou à compléter une enquête. Dans le cadre de cette recherche, nous avons utilisé l'enquête par entretien comme source d'information complémentaire. En ce sens, l'ensemble des textes politiques municipaux constitue notre source d'information principale et le recours aux entretiens enrichit la compréhension des données issues de l'analyse de ces textes politiques, «en contribuant à leur construction et à leur interprétation» (Blanchet et Gotman, 2007, p. 43).

Dans cette optique, des entrevues à caractère semi-dirigé ont été menées principalement pendant le printemps 2008. Leur durée était d'environ une heure. Le but principal de ces entrevues était de décoder la perception qu'ont les différents participants

quant au problème de conservation de la biodiversité en milieu urbain. Ceci nous permettait de mieux comprendre les textes politiques et leur application par les acteurs.

Le guide d'entretien (voir annexe II) était divisé en trois parties. Les deux premières avaient comme finalité de comprendre le rôle de chacun des participants au sein de l'organisation d'une part, et de saisir leur perception de la problématique de la conservation de biodiversité en milieu urbain, d'autre part. La troisième partie comportait des questions plus concrètes sur la planification mise en place pour la Ville de Montréal. Cependant, il faut souligner que certaines questions ont été modifiées en fonction du rôle exercé par le participant au sein de l'organisation.

Le choix des participants a été fait en fonction de leur participation à la coordination de la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*, car cette politique s'est avérée être le texte principal en matière de planification de la conservation de biodiversité. Étant donné que l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est était notre cas d'étude, la participation des individus au *Plan concept de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est* a aussi été un facteur dans le choix des participants aux entrevues. Au total, 10 entretiens ont été réalisés parmi lesquels 8 ont été réalisés auprès de fonctionnaires de la Direction des grands parcs et de la nature en ville de la Ville de Montréal et 2 auprès de membres d'organismes environnementaux (voir tableau 3.1).

Parmi les 8 fonctionnaires, deux se sont avérés impliqués que de manière indirecte dans la planification des espaces verts à des fins de conservation. En effet, ils n'ont contribué ni à la conception ni à la mise en place de la politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels. Cependant, ils ont été considérés dans notre analyse compte tenu de leur participation à d'autres programmes tels que le réseau bleu et le réseau des grands parcs. Ces programmes étant considérés dans la première partie de notre analyse qui porte sur l'ensemble des politiques reliées aux espaces verts, nous avons jugé leur inclusion pertinente.

Pour des fins d'anonymat et pour des raisons d'éthique, nous ne divulguons pas le nom des personnes rencontrées ni le nom de l'organisme environnemental pour lequel ils œuvrent, le cas échéant.

Tableau 3.1
Les participants au processus d'entretien

Acteur	Direction	Division	Lien avec la politique de protection et de mise en valeur de milieux naturels
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division des projets	Conception et mise en œuvre de la PPMVMN
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division des projets	Conception et mise en œuvre de la PPMVMN
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division des projets	Conception et mise en œuvre de la PPMVMN
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division des projets	Mise en œuvre de la PPMVMN
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division de la gestion	Mise en œuvre de la PPMVMN
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division des orientations et de l'expertise en parcs et espaces verts	Mise en œuvre de la PPMVMN
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division des orientations et de l'expertise en parcs et espaces verts	Lien indirect avec la politique Planification du réseau de grands parcs
Fonctionnaire	Directions des grands parcs et de la nature en ville	Division des orientations et de l'expertise en parcs et espaces verts	Lien indirect avec la politique Coordination du réseau bleu
Partenaire de la Ville	Groupe de concertation environnementale		Participation dans le plan concept de la Trame verte de l'Est
Partenaire de la Ville	Groupe de concertation environnementale		Participation dans le plan concept de la Trame verte de l'Est

Ceci complète la description de notre cadre analytique. Les résultats de notre analyse sont exposés dans le chapitre suivant.

CHAPITRE IV

LA BIODIVERSITÉ À MONTRÉAL : ANALYSE DES POLITIQUES ET ÉTUDE DU CAS DE LA TRAME VERTE DE L'EST

Ce chapitre expose les résultats de notre analyse de la planification de la protection de la biodiversité à Montréal. Tout d'abord, nous avons réalisé une étude rétrospective des espaces verts à Montréal afin de cerner les rôles qu'ils ont joué au cours de l'histoire. Ensuite, nous avons examiné les différentes politiques et les différents programmes municipaux en vigueur afin de déterminer les fonctions associées aux espaces verts aujourd'hui et plus particulièrement afin de déterminer comment ces textes considèrent la protection de la biodiversité. En troisième lieu, nous nous sommes concentré sur la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels* qui s'est avérée être la plus importante en matière de protection de la biodiversité. Plus particulièrement, nous tenterons de déterminer si cette politique s'appuie sur un modèle écosystémique de la protection de la biodiversité.

4.1 Première partie : Vision rétrospective de la mise en valeur des milieux naturels à Montréal

Afin d'élucider la place accordée au maintien de la biodiversité dans les différentes politiques, il paraît d'abord important de voir comment le rôle des espaces verts a évolué au fur et à mesure du développement de la ville de Montréal. Cette section propose donc un bref survol de cette évolution depuis l'apparition des premiers grands parcs à la fin du 19^e siècle jusqu'à la constitution de la nouvelle Ville de Montréal au début du XXI^e siècle. Pour y parvenir, nous avons rassemblé une série de documents officiels ainsi que des publications scientifiques.

4.1.1 Du début de la récréation populaire aux sports « olympiques »

Au milieu du XIX^e siècle, dans un contexte de développement de la classe bourgeoise et de la période dite de « romantisme naturaliste », des cimetières jardins ou jardins célestes ont été aménagés sur la montagne du Mont Royal (symbole d'élévation et de nature). Ils deviendront les précurseurs des grands parcs périurbains qui apparaissent un peu plus tard à Montréal (Tellier et Hodder, 2001).

En effet, c'est à la fin du XIX^e et au début du XX^e siècle que Montréal se dote de ses premiers grands parcs : le Mont Royal et l'île Sainte-Hélène, cédés à la Ville en 1874. Par la suite seront annexés : en 1890, le parc La Fontaine (à l'époque nommé parc Logan); en 1918, le parc Maisonneuve et en 1925, le parc Jarry et le parc Angrignon (De Laplante, 1990).

Ces parcs ont subi des transformations profondes, témoins de l'évolution des besoins récréatifs. En effet, à l'origine ces parcs visent surtout à offrir aux citoyens un lieu d'évasion face à la ville industrialisée et un contact avec des paysages reproduisant la nature dans la tradition anglaise. Le Mont Royal fait partie de cette première génération de grands parcs urbains périphériques au même titre que le Central Park de New York. Ces derniers furent aménagés par le même paysagiste américain Frederik Law Olmsted, qui a su sauvegarder le Mont-Royal, tout comme le Central Park de New York, dans un état plus naturel.

L'île Sainte-Hélène et le Parc Lafontaine marquent quant à eux le début de la récréation populaire. Ces espaces sont désignés pour devenir des lieux de « *divertissement populaire* ». Ils seront aménagés avec des zones de pique-nique, des promenades et des zones d'amusement (De Laplante, 1990).

À partir du début du XX^e siècle, le concept de « terrains de jeu » prend naissance et caractérise les parcs de Montréal (De Laplante, 1990). Ainsi, au cours des années 1920 et 1940, la démocratisation du loisir conduit graduellement au développement de plusieurs parcs et terrains de jeu de quartiers en cherchant une répartition équitable sur tout le territoire.

Au fur et à mesure que la nouvelle réalité récréative et les besoins sociaux en loisirs évoluent, l'idée de « terrains de jeu » laisse la place au « sport organisé ». Le sport sort ainsi du terrain vague pour entrer dans le sport réglementé des petites ligues. Le tout se déroule sur

des terrains incorporés aux parcs existants, modifiant ainsi l'intégrité de leur aménagement (De Laplante, 1990). Ce couplage « parc-sport » culminera au niveau administratif par la création du premier Service des parcs en 1953 et du premier *Plan directeur des espaces libres* en 1954, connu sous l'appellation Plan Robillard.

Ces nouveaux parcs à vocation sportive suivent la tendance de l'architecture paysagère américaine des années 50 et 60 appelée « *community recreation* ». Ils sont aménagés comme un espace formel réservé aux activités sportives et de loisir et sont planifiés en fonction de normes rigoureuses. Les parcs de Montréal deviennent ainsi des terrains de sports et de loisirs avec de grandes surfaces gazonnées, au détriment du côté esthétique (Saint-Laurent, 2000a). Enfin, bien que cette période reste bien nantie dans le développement de petits parcs de quartier, le côté « verdure » reste très marginal dans les grands parcs, mis à part quelques plantations (De Laplante, 1990).

À partir des années 60, le loisir municipal se déroule à l'extérieur des parcs dans des installations bâties telles que des arénas, des complexes sportifs, des équipements associés à la période olympique, etc. Ceci implique la séparation de la notion de loisir de celle de parc et donne lieu à la création d'un Service des sports et loisirs en 1971 (Ville de Montréal, 1992). Pourtant, vers la fin des années 60 et sous l'égide de la politique d'expansion de l'administration montréalaise de l'époque, une nouvelle fonction des grands parcs publics viendra se rajouter, celle de la tenue des grands événements. L'élargissement de l'Île Sainte-Hélène et la création de l'Île Notre-Dame pour la tenue de l'Exposition universelle de 1967 et les Jeux Olympiques de 1976 ainsi que la création du circuit Gilles-Villeneuve en 1978 dans l'île Notre-Dame pour la tenue du Grand Prix F1, en sont de bons exemples.

Au cours des années 70 et 80, la revitalisation de l'espace public urbain prend une tournure plus environnementale dans le but d'améliorer le cadre de vie quotidien des citoyens. Plusieurs projets communautaires visant l'embellissement de cours arrières et des ruelles apparaissent tout comme des voies cyclables et un nouveau type d'espace vert : le jardin communautaire.

Par ailleurs, la préoccupation pour la sauvegarde des milieux naturels en périphérie de la ville commence au début des années 70 avec la création de la Communauté urbaine de

Montréal et l'apparition de groupes environnementaux. Cela aboutira à la constitution d'un réseau de parcs voué principalement à la conservation de la biodiversité : le réseau de Parcs-nature. Ce réseau de Parcs-nature sera traité davantage ci-après.

4.1.2 Les années 90' : L'essor environnemental

Les préoccupations autour du concept de développement urbain viable prennent leur essor à l'aube de la décennie 1990, notamment avant la préparation de la Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement où la Ville de Montréal a joué un rôle prépondérant (Brunet, 2002). En réaction à cette véritable effervescence autour de la notion d'un développement viable, la Ville de Montréal concocte plusieurs politiques dans lesquelles le souci environnemental prend une place importante.

Ainsi, au début de la décennie, les services municipaux élaborent une politique d'environnement et un peu plus tard, un projet d'Agenda 21. Cependant, ces derniers ne seront jamais adoptés, par manque de volonté politique (Brunet, 2002).

Dans la même veine, le premier bilan de l'environnement de la Ville de Montréal est apparu. Ce bilan donnait une vision d'ensemble du patrimoine naturel et des activités urbaines sur le territoire de Montréal (Ville de Montréal, 1991). Il renvoie à au moins trois dimensions intéressantes de la nature en ville : la conception de la ville comme un écosystème, une vision holistique des espaces verts retrouvée dans la notion « d'espaces libres » et enfin, la mise en valeur de ces espaces comme une composante centrale de toute stratégie d'amélioration de la qualité de l'environnement urbain.

Les orientations qui émanent de ce bilan ont été enchâssées dans plusieurs politiques qui ont suivi, notamment le *Cadre de référence pour le développement et la mise en valeur des espaces libres de Montréal* en 1992, prélude d'une politique d'aménagement des espaces verts et lieux publics qui n'a jamais vu le jour, ainsi que le *Plan directeur du Réseau Vert* en 1994, abandonné depuis.

L'adoption de ce cadre de référence permettait d'articuler le réseau « d'espaces libres » autour d'une approche globale et intégrée basée sur la notion de paysage urbain. Cette approche considère la ville non pas uniquement comme un amalgame de fonctions et

d'espaces diversifiés répondant à des besoins spécifiques de la population, mais plutôt comme un ensemble de paysages à façonner (Poullaouec-Gonidec, 1993). En ce sens, le *Cadre* établit six objectifs¹⁵ interdépendants dont le deuxième vise particulièrement le rôle fondamental des espaces verts dans l'offre de verdure et de « nature » au sein de la ville. Quatre stratégies d'intervention furent ainsi mises en place : (1) Conserver et mettre en valeur les bois urbains; (2) optimiser les pratiques horticoles sur le domaine public; (3) favoriser le verdissement des espaces libres privés et (4) aménager les espaces publics selon une approche douce et écologique.

Cette tournure environnementale permet de construire les bases du maillage d'espaces verts que l'on retrouve aujourd'hui. D'un côté, elle marque une coupure définitive avec les influences fonctionnelles et récréatives d'inspiration américaine des parcs urbains. De l'autre, la création de la Communauté urbaine de Montréal [CUM] amène la création des grands parcs régionaux et pose les premiers jalons d'une approche de gestion plus écologique à des fins de conservation de la biodiversité.

4.1.2.1 Les parcs urbains

Cette nouvelle conception des parcs urbains cherche ainsi à développer des méthodes et des techniques qui tiennent davantage compte des processus naturels et des conditions du site (drainage, accumulation de biomasse, etc.), de l'utilisation de plantes rustiques et indigènes ainsi que de l'intégration d'une plus grande variété de plantes (Cormier et Massicotte, 1992; Saint-Laurent, 2000a).

Par exemple, le parc Jarry réduit à une vaste plaine monotone couverte de terrains de sports pendant les décennies précédentes, prend une allure plus « naturelle » avec des étangs et des plantations d'arbres. Il en est de même pour le parc Maisonneuve et le parc Angrignon qui seront enrichis par la présence de milliers d'arbres.

En outre, une gestion plus « écologique » sera adoptée pour la restauration des berges de l'île Sainte-Hélène. Les gestionnaires utilisent des espèces indigènes et essaient de recréer

¹⁵ Les six objectifs sont : (1) renforcer la qualité publique; (2) poursuivre le verdissement de la Ville; (3) diversifier les pratiques de loisir; (4) améliorer et développer le réseau d'espaces publics; (5) valoriser l'ensemble de l'espace urbain et (6) développer la participation des partenaires (Ville de Montréal, 1992)

les différents milieux que l'on retrouve en bordure d'un cours d'eau. Également, les zones érodées du Mont Royal seront renaturalisées en utilisant des plantes indigènes et en consolidant le sol de la falaise ainsi que d'autres zones dénudées de la Montagne¹⁶ (Cormier et Massicotte, 1992).

Enfin, plusieurs autres initiatives intéressantes furent mises sur place pour contribuer au verdissement de la Ville. Par exemple, le programme de *restauration de sites perturbés*, tels que des carrières et des sites désaffectés d'éliminations de déchets, dont la Falaise de Saint-Jacques¹⁷ est un bon exemple. En outre, le *Cadre d'intervention en forêt urbaine* qui a pour objectifs de conserver le patrimoine arborescent et d'en optimiser la gestion (Ville de Montréal, 1994); Le programme de *gestion différenciée des espaces verts* où les aménagistes cherchent à intégrer une dimension végétale plus grande (densité et diversité) dans la gestion des parcs urbains; et finalement, le programme *Éco-quartier* qui expérimente des projets de ruelles vertes, des sentiers écologiques ou des jardins pour la faune (Saint-Laurent, 2000a)

4.1.2.2 Les Parcs-nature

La réappropriation progressive des milieux naturels en ville commence au début des années 70 avec la création de la Communauté urbaine de Montréal (CUM). Dès 1973, la CUM envisage de créer quatre parcs régionaux¹⁸ dans son projet de schéma d'aménagement (CUM, 1987). Sous l'influence des groupes des citoyens et avec l'aide des paliers fédéral et provincial, la CUM met en place un programme d'acquisition d'espaces naturels sur le territoire de l'Île de Montréal. L'acquisition des espaces naturels et la création du réseau de parcs vont se poursuivre jusqu'à la fin de 1992 (Drapeau, 1994).

¹⁶ Il faut souligner que cette orientation plus écologique était prioritaire dans le Plan de mise en valeur du Mont Royal de 1992. Ce qui a permis de sauvegarder les milieux plus naturels de la montagne et qui constituent aujourd'hui les zones noyau primaires dans le nouveau Plan de protection et de mise en valeur du Mont Royal de 2008.

¹⁷ La falaise de Saint-Jacques constitue l'un des dix écoterritoires désignés par la politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels, adoptée en 2004 à des fins de conservation pour son rôle comme lieu stratégique pour la faune ailée lors des migrations. (Ville de Montréal, 2004)

¹⁸ Les quatre parcs identifiés dans le projet de schéma d'aménagement étaient le parc du Cap-Saint-Jacques, de l'Anse-à-l'Orme, du Bois-de-Liesse et de la Rivière-des-Prairies (CUM, 1987)

Pour y parvenir, le Conseil de la Communauté adoptait le règlement de contrôle intérimaire, lequel interdisait toute nouvelle construction, toute nouvelle utilisation du sol sur un certain nombre d'îles, de berges et de bois ayant un potentiel écologique et récréatif élevé. L'insertion de ces espaces protégés entraînait comme conséquence l'obligation pour les municipalités de faire l'acquisition de ces terrains. Dans bien de cas, les municipalités comptaient sur l'appui financier provenant du projet du Parc national de l'Archipel (CUM, 1987). Cependant, compte tenu la conjoncture politique et économique de l'époque, des coupures imposées par le gouvernement provincial compromettent le programme d'acquisition des parcs régionaux. De ce fait, certains bois seront retirés du règlement de contrôle intérimaire, passant d'une superficie de 770 ha sous contrôle intérimaire en 1983 à 550 ha en 1987 (CUM, 1987).

Ainsi, en pleine ère d'ajustements économiques, la CUM établit une dimension touristique afin de développer des ressources vertes et récréatives sur le territoire de la CUM : le développement d'un *Réseau récréo-touristique*. Au départ, ce réseau sera composé des parcs régionaux ainsi que d'autres composantes qui viendraient s'ajouter et l'enrichir, telles que le réseau des pistes cyclables, un circuit nautique, un circuit riverain, un circuit socio-culturel et un circuit technologique (CUM, 1987). Ce réseau ne sera jamais mis en place comme tel, pourtant la dimension récréo-touristique restera attachée aux parcs régionaux.

Cependant, au début des années 90, la CUM reconnaît l'importance de développer une stratégie globale de gestion des milieux naturels appliquée à l'ensemble de son réseau de parcs (Drapeau, 1994). Ainsi, en 1991, la CUM établit une entente avec l'Institut de recherche en biologie végétale du Jardin botanique de la Ville de Montréal (IRBV) pour assurer un support scientifique et technique à l'élaboration d'un programme de gestion écologique des Parcs-nature (Cogliastro, *et al.*, 1996).

Ce programme avait pour but d'assurer l'intégrité écologique des écosystèmes naturels des Parcs-nature par le maintien d'une haute valeur écologique du milieu et ainsi supporter les quatre grandes missions attachées aux parcs : (1) la conservation de la biodiversité; (2) l'éducation; (3) la récréation et (4) l'intégration sociale (Cogliastro, *et al.*, 1996). Les idées sous-jacentes du programme étaient d'une part développer une vision d'ensemble des milieux

naturels et non pas orientée sur des problèmes spécifiques ou encore sur des espèces particulières et d'autre part la prise en considération du caractère dynamique des écosystèmes des parcs régionaux (Cogliastro, *et al.*, 1996).

Enfin, la mise la place d'un tel programme constitue un engagement concret de la part des autorités administratives à l'époque en matière de conservation du milieu naturel (Drapeau, 1994). Ceci vient donc confirmer que ce réseau de parcs constitue autre chose que des espaces récréatifs, il contribue à préserver la diversité végétale et animale dans cette région du Québec.

Depuis lors, la gestion des milieux naturels dans le Parcs-nature s'effectue selon les orientations de ce programme (Ville de Montréal, 2004).

4.1.3 La nouvelle Ville de Montréal

Cette vision rétrospective de l'évolution des espaces verts à Montréal montre bien que les espaces verts ne sont pas tous pareils et que leur structure et leur fonction englobent de nombreuses dimensions de la société, telles que des conceptions variées de la nature et de l'aménagement urbain. Ainsi, les espaces verts dont nous jouissons aujourd'hui se sont traduits par la création d'un réseau hiérarchisé de parcs suivant la typologie classique, partant du parc de quartier aux Parcs-nature. Ce maillage d'espaces verts montréalais, joint aux milieux encore disponibles d'ensembles forestiers et riverains aujourd'hui fragmentés, constitue le réservoir de biodiversité en ville. Nous synthétisons cet ensemble d'espaces verts dans le tableau 4.1 à la fin de cette section.

Du côté administratif, la présente décennie ouvrira une période d'incertitude due aux transformations des administrations municipales. En effet, la question des relations entre Montréal et sa banlieue a été abondamment discutée au cours des années 1990. L'un de ces enjeux est la répartition sur l'ensemble de l'agglomération des coûts exceptionnels de la ville centrale, de ses services et de ses équipements collectifs (Linteau, 2007). Une telle situation amorce une série de changements pour Montréal, qu'on regroupe dans les deux dimensions suivantes (Linteau, 2007) :

(1) La CUM est abolie et remplacée par la Communauté métropolitaine de Montréal (CMM). Celle-ci obtient la responsabilité des équipements et services à caractère métropolitain ainsi que de l'aménagement du territoire et du développement de la région.

(2) La fusion municipale de 2002 crée une nouvelle ville de Montréal regroupant toutes les municipalités de l'île et réorganise le territoire en 27 arrondissements. Cette fusion municipale a fait l'objet d'un grand débat politique et électoral ayant abouti à une reconstitution de certaines municipalités en 2006.

D'ailleurs, il faut souligner que pendant cette période d'incertitude, deux grands exercices de consultation autour de la problématique environnementale urbaine se sont déroulés. Ainsi, le Conseil régional de développement de l'Île de Montréal [CRDÎM] met sur place, en septembre 2000, une initiative nommée le *Forum sur l'environnement* dont les objectifs étaient de partager les informations sur les diagnostics environnementaux de l'île de Montréal, de s'entendre sur les enjeux et les défis et de proposer les orientations et des pistes d'intervention à privilégier en matière de développement durable (CRDÎM, 2000). Or, en novembre 2001, les élections municipales ont porté au pouvoir un nouveau maire et donc une nouvelle équipe. En ce sens, une autre grande consultation s'est tenue à l'aube de la nouvelle Ville de Montréal, le *Sommet de Montréal* en 2002, afin de convenir d'une vision commune de la nouvelle Ville.

En ce qui concerne le partage des responsabilités en matière de gestion des espaces verts au sein de cette nouvelle Ville, une unité centrale de la Ville maintenant appelée la *Direction des grands parcs et de la nature en ville*¹⁹, acquiert la responsabilité des grands parcs, c'est-à-dire, les Parcs-nature, les parcs métropolitains et les grands parcs urbains. Elle a aussi pour mandat d'offrir une expertise-conseil aux arrondissements. La responsabilité des parcs locaux relève quant à elle des arrondissements. Le mandat de la Direction des grands parcs et de la nature en ville demeure cependant limité à la Ville de Montréal et ses arrondissements. En effet, la gestion des parcs n'est plus centralisée et ne peut donc pas se faire de manière holistique sur l'ensemble de l'île. De plus, certains espaces

¹⁹ Dans un premier temps, cette unité centrale était englobée dans la *Direction des sports, des parcs et des espaces verts*. Maintenant elle est regroupée dans la *Direction des grands parcs et de la nature en ville*.

verts s'étendent sur plus d'une juridiction, notamment le Mont-Royal qui est partagé par la Ville de Montréal et celle de Westmount. La gestion intégrée de l'ensemble des espaces verts sur l'île de Montréal est donc fortement compromise.

Enfin, selon toute apparence, cette nouvelle décennie est riche en déclarations officielles autour du développement durable des villes. Pourtant, la récupération des espaces verts à de fins immobilières ou autres est encore trop fréquente pour qu'on puisse considérer que la préservation de la biodiversité en milieu urbain est définitivement acquise, comme plusieurs exemples en témoignent. Citons, à titre illustratif, le cas du parc René-Masson dont un quart de la superficie pourrait être amputée – ce qui comprend un milieu humide – si le projet d'un bureau d'arrondissement et d'une maison de culture se réalisait (Conseil du patrimoine de Montréal, 2007; CRE-Montréal, site Internet, 2008).

Tableau 4.1
Typologie des différents espaces verts à Montréal

Espaces verts existants	Relèvent du Conseil de la Ville	Parcs-nature	Parc de l'Anse-à-l'Orme
			Parc du Cap St-Jacques
			Parc du Bois de l'Île Bizard
			Parcs du Bois de Liesse
			Parc de l'Île de la Visitation
			Parc de la Pointe-aux-Prairies
			Parc du Bois de Saraguay
			Parc du Bois d'Anjou
			Parcs des Îles Gagné, Rochon et Boutin
			Parc de l'Île Ménéard
			Parc de l'Île cadastre 150
		Parcs métropolitains	Parc du Mont Royal
			Parc Jean Drapeau
			Parc René-Lévesque
			Parc linéaire du complexe environnemental Saint-Michel
		Grands parcs urbains	Parc Agrignon
			Parc Maisonneuve
			Parc Lafontaine
			Parc Jarry
			Promenade Bellerive
			Parc des Rapides
	Relèvent des Conseils d'arrondissement	Parcs locaux	Mini-parcs, parcs de voisinage, parcs de quartiers, jardins communautaires
		Places publiques	places, placettes, squares
Espaces verts non statués comme tel		Espaces naturels	bois urbains
			milieux humides : marais, marécages
			milieux riverains
			milieux hydriques : ruisseaux, rivières, fleuve
		Espaces dégradés	friches industrielles, carrières, sites d'enfouissement
		Espaces privés et publics	terrains de golf, cimetières, terrains institutionnels, emprises publiques, etc

(Ce tableau est élaboré à partir des sources suivantes : Ville de Montréal, 1992; Ville de Montréal, Règlement 02-006; Ville de Montréal, 2007a)

4.2 Deuxième partie : Analyse des politiques et programmes municipaux reliés à la planification des espaces verts à Montréal

Suite au Sommet de Montréal tenu en 2002, la Ville de Montréal approuve plusieurs politiques et programmes municipaux qui visent à protéger et mettre en valeur différentes composantes du patrimoine naturel. Ainsi, en 2004, la Ville adopte la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels* (PPMVMN). Dans la continuité de ce souci de préservation, la Ville s'est dotée, en 2005, d'un nouveau *Plan d'urbanisme* ainsi qu'une série de politiques, telles que la *Politique de l'arbre*, la *Politique du patrimoine* et le premier *Plan stratégique de développement durable*. Enfin, plus récemment en 2007, la Ville a élaboré le *Cadre de référence du réseau des grands parcs* et le *Cadre de référence du réseau bleu* qui viennent compléter ces outils de planification du patrimoine naturel montréalais.

C'est l'ensemble de ces textes que nous avons évalués afin de déterminer quels sont les rôles donnés aux différents espaces verts. Il ne s'agit pas de faire une évaluation exhaustive de chacune des politiques et programmes afin d'élucider ses forces et faiblesses. Cette évaluation se veut plutôt un travail de décomposition sémantique du contenu de ces orientations et politiques municipales qui vise à clarifier les fonctions associées aux différents espaces verts de l'Île de Montréal. Les entretiens permettent d'enrichir cette évaluation.

À cette fin, nous avons évalué les différents textes en utilisant la grille d'analyse décrite au chap. III, sect. 3.1 et l'évaluation standardisée suivante :

- Le symbole négatif (–) : indique que l'indicateur n'a pas été cité;
- Le symbole plus (+) : indique que l'indicateur a été cité mais non discuté;
- Le symbole double plus (++) : indique que l'indicateur a été brièvement discuté soit en termes de lieux, de recours ou de priorités;
- Le symbole triple plus (+++) : indique que l'indicateur a été amplement discuté et que des engagements ont été pris à cet égard.

Les résultats de cette évaluation sont synthétisés dans le tableau 4.2 ci-dessous. Le tableau 4.2 montre les critères qui ont reçu plus d'attention ainsi que les termes selon lesquels

les différents textes politiques les ont abordés. D'abord, quelques précisions doivent être apportées. Bien que toutes les politiques reconnaissent l'importance des espaces verts comme des lieux qui contribuent à améliorer la qualité de vie des citoyens, leur mise en contexte est parfois si lacunaire qu'elle ne permet pas une lecture claire du rôle qui leur est attribué. En ce sens, très peu d'indicateurs portent simplement la mention (+) et la plupart parmi eux portent la mention (-). Quant à ceux qui ont été un peu plus élaborés (++ et +++), ils ne reflètent pas toujours précisément la dimension rattachée au critère telle que définie au chapitre III, section 1.3; ceci est indiqué au tableau 4.2 par le symbole (*). Par exemple, dans la *Politique de l'arbre* (Ville de Montréal, 2005a), lorsqu'on parle de critères à établir et à respecter pour les nouvelles plantations d'arbres publics,²⁰ la diversification d'essences d'arbres est privilégiée. Or, cela concerne davantage des raisons d'ordre esthétique²¹ et économique²² ainsi que les pathologies végétales²³. Bien que ces approches soient souhaitables, elles ne sont pas reliées directement au maintien de la diversité biologique montréalaise. Des mesures visant à favoriser certaines espèces arboricoles en tant que lieux de nidification et de refuge pour certaines espèces d'oiseaux auraient démontré une approche spécifique au maintien de la biodiversité (Savard *et al.*, 2000). Un autre exemple serait de privilégier davantage les espèces arboricoles représentatives de la végétation du domaine bioclimatique de *l'érablière à caryer cordiforme*, afin d'augmenter la diversité d'espèces natives. C'est pourquoi cet indicateur ne reflète pas précisément l'indicateur de « diversité d'espèces » rattaché au critère « maintenir la diversité biologique » défini à la section 3.1 du chapitre III.

²⁰ Les actions qui concernent la protection d'arbres publics sont : action 1 (p.19), action 2 (p.19), action 3 (p.21), action 4 (p.22) et action 5 (p.23) (Ville de Montréal, 2005a)

²¹ «La diversification d'essences aide à consolider et à modeler les paysages en formes, couleur et en rythmes » (Ville de Montréal, 2005a, p. 21)

²² « La diversification d'essences d'arbres] permet de réduire les frais liés à leur entretien, à leur remplacement et à l'utilisation de pesticides » (Ville de Montréal, 2005a, p.21).

²³ « Elle [la diversification d'essences d'arbres] favorise la stabilité écologique en réduisant les populations d'insectes et les sources de maladies pouvant causer des infections et des épidémies » (Ville de Montréal, 2005a, p. 21).

Tableau 4.2
Critères et indicateurs abordés par les différents documents d'orientation et de politique

Critères	Indicateurs	PPMVMN	Plan de DD	Politique de l'arbre	Politique du Patrimoine	Plan d'urbanisme	Réseau bleu	Réseau des Grands parcs
Récréation	<i>Importance journalière</i>	+	+	+	-	++*	+++*	+++*
	<i>Accessibilité</i>	+	++	-	+	++*	+++*	+++*
	<i>Distribution géographique</i>	+	-	-	-	+	+	+
	<i>Liens entre les espaces verts</i>	++	-	-	-	-	+	-
	<i>Éducationnel</i>	-	-	-	-	-	-	+ + *
	<i>Santé publique</i>	+	+	+	-	++	+	+
	<i>L'eau de surface</i>	-	-	-	-	-	-	+
	<i>Appréciation</i>	+	+	-	+	-	+	+
	<i>Taille des espaces verts</i>	-	-	-	-	-	-	+
	<i>Fonctions esthétiques</i>	+	+	+	-	+	+	-
	<i>Espaces verts publics et privés</i>	-	-	+++	-	++*	-	-
	<i>Intérêt national</i>	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Jardin communautaire</i>	-	++	-	-	-	-	-
Maintenir la diversité biologique	<i>Diversité d'espèces</i>	-	-	++*	-	+	-	24
	<i>Diversité des écosystèmes</i>	+	-	-	-	+	-	-
	<i>Corridors écologiques</i>	+	-	-	-	+	-	-
	<i>Zones noyaux de valeur</i>	+++	+	+	++	+++	-	-
	<i>Importance de l'eau de surface</i>	+	+	-	-	++*	+	-
	<i>Gestion d'espaces verts</i>	+	++	-	+	+	+	-
	<i>Taille des espaces verts</i>	++	-	-	-	-	-	-
	<i>Continuité des stades d'évolution des habitats²⁵</i>	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Espèces ou habitats rares ou en péril</i>	++	-	-	-	-	-	-
	<i>Effets barrières</i>	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Diversité du paysage</i>	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Valeurs scientifiques</i>	-	-	-	-	-	-	-

²⁴ Le texte fait références au Patrimoine naturel, mais ne spécifie pas s'il s'agit de diversité d'espèces ou des écosystèmes.

²⁵ L'auteur utilise le terme « habitat continuity »

Tableau 4.2 (suite)
Critères et indicateurs abordés par les différents documents d'orientation et de politique

Critères	Indicateurs	PPMVMN	Plan de DD	Politique de l'arbre	Politique du Patrimoine	Plan d'urbanisme	Réseau bleu	Réseau des Grands parcs
Éléments structurants de la ville	<i>Caractère et identité</i>	-	-	+	-	+++	+	-
	<i>Fonctions structurantes</i>	-	-	+	+	+	-	-
	<i>Facteur servant de coupures entre les secteurs bâtis²⁶</i>	-	-	+	-	-	-	-
	<i>Facteur unificateur</i>	-	-	-	-	+	-	-
	<i>Liens avec la campagne (l'arrière-pays)</i>	-	-	-	-	-	-	-
Identité culturelle	<i>Héritage historique</i>	-	-	++	+++	++*	+	+
	<i>aspect culturel spécifique</i>	-	-	+++	++	+	-	-
	<i>Caractéristiques de quartier</i>	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Caractère de la ville</i>	-	-	-	++	-	-	-
	<i>Intérêt cultural national</i>	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Traditions locales</i>	-	-	-	-	++	-	-
Qualité environnementale	<i>Filtre de polluants atmosphériques</i>	-	+	+	-	+	-	-
	<i>Zones de protection</i>	-	-	+	-	+	-	-
	<i>Amélioration du climat local</i>	-	+++	+	-	++	-	-
	<i>Système de ventilation</i>	-	-	+	-	+	-	-
	<i>Réduction du bruit</i>	+	-	+	-	+	-	-
Solutions biologiques à des problèmes techniques	<i>Nettoyage des eaux de pluie</i>	-	+	+	-	-	-	-
	<i>Réservoir de déchets organiques</i>	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Importance pour la durabilité</i>	-	-	-	-	-	-	-

²⁶ L'auteure utilise le terme « Discerning component ».

4.2.1 Le critère « récréation »

Le Cadre de référence du réseau bleu et le *Cadre de référence du réseau des grands parcs* traitent amplement de la fonction allouée aux espaces verts en tant que lieux de «récréation». Les espaces verts y sont vus comme des équipements indispensables à la fonction de loisirs. La retombée sociale est ainsi attribuée principalement au fait que les espaces verts permettent de pratiquer une multitude d'activités de plein air. Ceci implique leur ouverture et leur aménagement de manière à les rendre accessibles aux citoyens. La vision qui ressort de cet aménagement est celle d'une offre de services regroupés dans le domaine du récréo-tourisme, notamment par le Réseau bleu et le réseau des grands parcs. Dans le cas du Réseau bleu (Ville de Montréal, 2007b), deux études ont été menées pour dresser un portrait du Réseau bleu et ainsi mieux comprendre son potentiel de développement (p.15). Il s'agit, d'une part, d'une étude de marché concernant l'offre et la demande reliées aux différents produits et activités ainsi que certaines statistiques économiques et, d'autre part, d'une étude qui analyse les potentiels et les contraintes liés aux usages de milieux aquatiques.

En ce qui concerne le programme du réseau des grands parcs (Ville de Montréal, 2007a), une vocation de ces parcs est attribuable à leur potentiel de support à la réalisation de différentes activités de plein air urbain (p. 10). En ce sens, ils doivent être facilement accessibles, soit par des aménagements d'espaces de stationnement, par le transport en commun, par le réseau cyclable et par un réseau nautique (p.10). Par ailleurs, le programme du réseau des grands parcs a été le seul à souligner l'importance de la « valeur éducationnelle » des espaces verts (p.11). Il souligne aussi l'importance de développer des programmes d'initiation aux activités de loisirs de plein air et en faire la promotion au niveau touristique (p.15).

Pour ce qui est du reste des politiques, le critère « récréation » a été à peine discuté. Seulement certains indicateurs attachés à ce critère ont reçu un peu plus d'attention. Ainsi, la politique de l'arbre (Ville de Montréal, 2005a) reconnaît les « arbres privés », soit les terrains résidentiels, institutionnels, commerciaux et industriels, comme un attribut du patrimoine

arboricole montréalais et donc une responsabilité citoyenne. En ce sens, la Ville établit des règles pour mieux encadrer les arbres privés et contribuer davantage au maintien de cette richesse collective. Également, le plan d'urbanisme (Ville de Montréal, 2005c) reconnaît aussi l'importance de protéger certains espaces verts privés, notamment certains cimetières et terrains de golf, parce qu'ils font partie de la trame verte de Montréal. Il confirme la vocation de ces espaces verts par l'affectation du sol (p.123). Cependant, cette revalorisation de ces espaces privés s'inscrit dans le souci d'améliorer la qualité du paysage urbain plutôt que dans leur contribution à une utilisation publique.

Par ailleurs, le plan de développement durable (Ville de Montréal, 2007c) est le seul à considérer les « jardins communautaires » et leur mise en valeur pour leur contribution à l'amélioration de la qualité de vie des citoyens. En ce sens, la Ville vise à stimuler le développement de l'agriculture urbaine dans des milieux défavorisés et favoriser l'utilisation des espaces résiduels sous-utilisés pour cette même fin (p.47).

Enfin, plusieurs fonctionnaires ont souligné qu'étant donné que les milieux naturels sont en milieu urbain, leur revalorisation ne doit pas se limiter à leur potentiel écologique de conservation mais également à leur rapprochement envers les citoyens. À ce propos, le seul indicateur qui a été un peu plus discuté dans la PPMVMN est celui des « liens entre les espaces verts ». En effet, l'accès à la nature se consolide par la création de corridors nécessaires à la tenue d'activités récréatives et éducatives (p.9), notamment dans l'écoterritoire²⁷ du corridor écoforestier de la rivière à l'Orme (p.24) et l'écoterritoire du corridor écoforestier de l'île Bizard (p.25). Dans le cas d'autres écoterritoires, on indique qu'il faut favoriser ou prévoir des liens entre des espaces verts. Mais comme cet aspect n'a pas été davantage explicité, il est difficile de savoir s'il agit de corridors écologiques ou récréatifs.

En somme, à la lecture de l'ensemble des textes, on peut conclure que cette démarche de revalorisation des espaces verts semble s'inscrire dans une démarche de revalorisation urbaine ayant une finalité principalement récréo-touristique.

²⁷ La Ville a identifié 10 secteurs, appelés écoterritoires. Ce sont de larges territoires regroupant des aires protégées existantes ainsi que des espaces naturels d'intérêt écologique propices à la création de nouvelles aires protégées (Ville de Montréal, 2004).

4.2.1.1 Une vision récréo-touristique des espaces verts

Selon ce qui précède, les espaces verts et particulièrement les grands parcs urbains²⁸ et le réseau bleu, sont perçus comme des réseaux récréo-touristiques qui offrent une variété d'activités de plein air, d'activités culturelles et de découverte du patrimoine naturel. La pratique de ces activités de loisirs implique la présence d'une activité économique importante pour l'agglomération de Montréal. Le pari de ce réseau récréo-touristique est donc de miser sur l'économie du divertissement en développant une image de Montréal comme une ville « verte » qui contribue autant au secteur touristique qu'à son rayonnement international. Pour illustrer cette idée, les citations suivantes en sont un bon exemple :

« L'émergence d'une véritable « culture de l'eau », tant dans la population qu'au sein de l'administration municipale et des autres organismes présents, constitue la base d'un nouveau trait identitaire fondé sur la connaissance et sur le respect de l'environnement aquatique et de ses bienfaits. L'importance de l'eau dans notre réalité quotidienne se révèle ainsi comme un trait de personnalité typique que Montréal doit intégrer dans son image corporative et faire reconnaître dans ses relations avec ses citoyens et dans ses relations externes » (Cadre de Référence du réseau bleu, p. 14) (Ville de Montréal, 2007b)

« Montréal est une agglomération verte où il fait bon vivre. Le Réseau des grands parcs s'est développé à sa pleine capacité et s'intègre bien à la trame verte et bleue. Les grands parcs sont accessibles gratuitement et offrent une qualité d'accueil et de services à l'ensemble des visiteurs. Les aménagements sont sécuritaires, accueillants et adaptés aux besoins des diverses clientèles. Les milieux naturels de grand intérêt écologique y sont protégés. Le réseau des grands parcs contribue grandement à la qualité de vie à Montréal et représente un attrait important pour le développement économique et touristique de l'agglomération » (Cadre de Référence du Réseau de Grands Parcs, p. 13) (Ville de Montréal, 2007a)

Également, cette vision récréo-touristique²⁹ des espaces verts ressort du *Plan d'urbanisme* notamment dans l'orientation d'aménagement 3 du Plan (p.67). Cette orientation vise principalement à faire un développement optimal du centre de Montréal

²⁸ Les grands parcs urbains incluent : les Parcs-nature, les parcs métropolitains et les grands parcs urbains (voir tableau 4.1).

²⁹ Dans le texte, d'autres éléments qui laissent voir cette vision récréo-touristique ressortent, notamment : le parcours riverain est défini comme un circuit récréo-touristique majeur qui relie de nombreux « attraits naturels » [les espaces verts riverains] et patrimoniaux (action 11.2. p.120) et les espaces verts de la zone agricole qui forment un pôle éco-agro-récréotouristique (action 11.4. p.127). Cependant, comme ces éléments sont inscrits dans des actions rattachées à des orientations et à des objectifs d'aménagement dont la vocation première s'adresse à d'autres fonctions de l'espace vert, c'est cette vocation première que nous avons considérée en premier lieu.

comme lieu prestigieux, convivial et habité. Pour cela, un des éléments utilisés est la revalorisation des grands parcs métropolitains de Montréal comme des « attraits touristiques », notamment le Mont-Royal et le Parc Jean-Drapeau. Leur valeur récréative contribue à développer le potentiel touristique du Centre de Montréal. En ce sens, le Plan respectera l'intégrité de sa vocation verte et obéira au principe de son « accessibilité » par la population (action 5.4, p.75).

Cette vision a été confirmée auprès de certains fonctionnaires interviewés. Ceux-ci ont laissé voir qu'il existe un certain écart entre les discours politiques et les engagements pris à l'égard de la mise en valeur des espaces verts. Il apparaît important de promouvoir cette dimension récréo-touristique des espaces comme des « lieux de destination » car ils participent à l'attrait touristique et contribuent ainsi au rayonnement international. De ce fait, ils sont la source de retombées économiques importantes. « C'est plus facile à vendre », a souligné explicitement un des fonctionnaires.

4.2.2 Le critère « maintenir la diversité biologique »

Le rôle des espaces verts en tant que réservoir de la diversité biologique a reçu peu d'attention dans les différents textes, à l'exception notamment de la PPMVMN. En effet, bien que tous les textes reconnaissent la valeur des espaces verts comme « patrimoine naturel », les énoncés conduisant à ce propos restent assez flous. Pour la plupart, il s'agit de considérations très générales qui ne laissent pas voir en quoi ces énoncés viennent appliquer ou concrétiser certaines propositions de la PPMVMN.

Par exemple, aucune des politiques ne définit ce qu'englobent les termes « biodiversité », « conservation » ou « gestion ». L'absence d'objectifs et de références spécifiques à la « diversité d'espèces »³⁰ ainsi qu'à « la diversité d'habitats » ne permet pas de voir en quoi les énoncés proposés par les différents textes garantissent la co-évolution espèce-habitat. Par ailleurs, les textes font référence seulement à l'indicateur « zones noyaux de valeur » par le biais du concept d'écoterritoire. L'écoterritoire, tel qu'il est décrit par la PPMVMN, représente un noyau de biodiversité où l'on trouve des territoires propices à la

³⁰ Il s'agit de la diversité de la flore et de la faune native dans les milieux aquatiques, riverains ou terrestres.

création de nouvelles aires protégées (p.1). L'importance du point de vue écologique de ces écoterritoires est discutée principalement en termes « d'espèces ou habitats rares ou en péril ». Cependant, aucun objectif vise explicitement à rétablir les populations animales ou végétales menacées ou vulnérables. En somme, cette absence d'objectifs clairs et mesurables dans l'ensemble des politiques ne permettra pas une évaluation des progrès souhaités afin de maintenir la diversité biologique à long terme, tel que le suggère le deuxième critère du modèle de gestion écosystémique de Christensen *et al* (1996).

Deux autres indicateurs ont été brièvement mentionnés dans la PPMVMN : les « corridors écologiques » et la « taille des espaces verts ». La dimension des surfaces à protéger est déterminante dans le cadre de la politique afin d'assurer des écosystèmes viables (p. 7-9). La Ville cherche aussi à créer ou consolider des corridors naturels nécessaires au déplacement de la faune et à la dispersion de la flore (p. 9). Pourtant, sa mise en œuvre n'est guère éclairante. La politique ne spécifie ni leur finalité écologique (corridors de migration, de dispersion, de liaison, etc.) ni aucun autre facteur influençant l'utilisation des corridors par la faune (dimensions des corridors, qualité de l'habitat, autoécologie et démographie des espèces et structure spatiale du paysage). Donc, la fonction écologique attachée aux corridors risque de ne pas être accomplie.

Par ailleurs, la « taille des espaces à protéger » semble être une priorité pour la politique. Or, bien que la corrélation positive entre d'une part la « taille » et d'autre part la « diversité d'espèces », la « diversité d'habitats » ou la « continuité des stades d'évolution des habitats » soit bien connue, aucun des ces trois indicateurs n'a été mentionné.

Finalement, l'absence de références aux indicateurs de « représentativité » et de « diversité de paysage » ne témoigne pas d'une vision intégrée du rôle des espaces verts dans la conservation de la diversité biologique à des échelles plus larges que celle de l'habitat et notamment le rôle de certains espaces comme « espaces sources »³¹ à l'échelle de la ville, ainsi que leurs connexions aux grands espaces naturels régionaux qui permettent de créer des continuités écologiques. Pourtant, si l'on veut assurer la conservation de la diversité

³¹ Des espaces sources sont des habitats qui assurent la reproduction des certaines espèces qui iront coloniser des espaces proches mais trop petits pour maintenir une population viable de cette espèce.

écologique en milieu urbain, la prise en compte des interconnexions entre différentes échelles spatiales est essentielle (Noss, 2004), car la plupart des habitats naturels ou semi naturels en milieu urbain sont trop petits pour maintenir les populations de nombreuses espèces (Noss, 2004).

4.2.3 Le critère « éléments structurants de la ville »

Le rôle prépondérant des espaces verts dans la structuration du développement urbain pour assurer une certaine maîtrise de la densité urbaine à plusieurs échelles spatiales a été largement utilisé dans la planification et l'organisation de l'espace urbain (Bensgton *et al.*, 2004). Pourtant, ce rôle n'a été qu'à peine considéré dans les différents textes politiques.

Ainsi, à la lecture du texte relatif à l'orientation 5 du plan d'urbanisme intitulé « un paysage urbain et une architecture de qualité », quelques éléments laissent entrevoir ce rôle, notamment pour le Mont-Royal et l'insularité de Montréal. En faisant référence à leur « caractère et identité » en tant qu'éléments prédominants dans les paysages, le plan permet de structurer les relations visuelles entre le Mont-Royal, le fleuve et les rives avec le milieu environnant (p. 115-122).

Cependant, pour l'ensemble des espaces verts qui constituent la trame verte au sein de la ville, rien n'est mentionné à ce propos. Ce qui est du moins étonnant puisque la fonction qu'accomplissent les espaces verts comme éléments de jonction entre des espaces intra-urbains (facteur unificateur) et les vastes espaces naturels plus en périphérie (liens avec l'arrière pays) est amplement utilisée dans la plupart des plans et programmes de planification des villes, notamment pour maîtriser la croissance des agglomérations. De plus, la présence d'espaces verts de dimension importante est un facteur de discontinuité des constructions et de maîtrise du développement urbain (Facteur servant de coupures entre les secteurs bâtis).

Enfin, la politique du patrimoine souligne le fait que le domaine public constitué d'un réseau de places, de passages, de rues, de ruelles, etc. fait partie du patrimoine montréalais et permet une lecture privilégiée du développement de la ville et de l'organisation de l'espace

urbain. Or, cette remarque vaut principalement pour les arbres (fonctions structurantes) (p. 60).

4.2.4 Le critère « identité culturelle »

Le rôle des espaces verts en tant que lieux permettant de rappeler l'histoire de la ville a été principalement soulevé par la politique du patrimoine et la politique de l'arbre.

Ce rôle est révélé à travers la notion de patrimoine paysager où l'ensemble des espaces verts sont présentés comme des œuvres qui intègrent des notions de culture et de nature ainsi que des espaces que les citoyens s'approprient (p. 32). Dans cette optique, certains espaces verts se démarquent « par une valeur patrimoniale reconnue en raison de leur qualité paysagère exceptionnelle, de leur lien avec un événement historique, de leur filiation à un concepteur de renom ou parce qu'ils recèlent des éléments naturels intègres » (p.59). Le Mont-Royal, les rapides de Lachine et les îles Notre-Dame et Sainte-Hélène constituent des territoires stratégiques qui forgent l'identité de Montréal (p. 79). De plus, la conservation de la valeur paysagère des cimetières et de certaines propriétés institutionnelles telles que les hôpitaux et les campus universitaires (Aspects culturels spécifiques), est brièvement soulignée (p. 71). Pour ce qui est du reste des indicateurs, aucune mention n'a été faite. À cet égard, l'absence de référence à l'indicateur « intérêts des valeurs culturelles nationales » étonne puisque certains des espaces verts, même ceux qui ont été mentionnés comme « territoires stratégiques », ont une valeur nationale, tel que le « lieu historique national du Canada du canal de la Lachine » et le statut national « d'arrondissement historique et naturel du Mont-Royal ³² ».

Par ailleurs, le Plan d'urbanisme reconnaît l'importance de la valeur patrimoniale paysagère et naturelle par l'orientation 6 intitulée « *un patrimoine bâti archéologique et naturel valorisé* ». En ce sens, la Ville reconnaît « la valeur des éléments significatifs du patrimoine, car en plus de refléter l'histoire et la culture montréalaise, ils contribuent aussi au développement d'un plus grand sentiment d'appartenance des citoyens » (p.149). Malgré que

³² D'autres espaces verts ont aussi une valeur patrimoniale culturelle nationale, notamment : « le lieu historique du Canada du Canal de Sainte-Anne de Bellevue » et « l'arrondissement historique et naturel du bois de Saraguay ».

cette orientation ait des connotations culturelles, le rôle culturel des espaces verts est néanmoins difficilement discernable car on y retrouve des éléments qui sont interchangeables d'un rôle à l'autre. Il en va de même pour l'action 11.4 (p.127), qui réfère brièvement référence à l'indicateur « traditions locales » en soulignant l'importance de préserver et mettre en valeur le caractère champêtre et les paysages agricoles de certains espaces verts de l'ouest de la ville en tant que derniers vestiges de l'activité agricole sur le territoire montréalais. Cependant, cette action s'inscrit, dans le cadre de l'orientation 5 « *un paysage urbain et une architecture de qualité* », laquelle renvoie autant à la valeur structurante dans l'espace urbain qu'à la valeur plus culturelle des espaces verts.

Enfin, la politique de l'arbre est fondée sur le rôle culturel de l'arbre dans la ville. L'arbre y est présenté comme un individu auquel les citoyens sont profondément attachés pour sa valeur symbolique, historique ou esthétique. En ce sens, l'arbre urbain est considéré comme un « aspect culturel spécifique » du paysage urbain, qu'il faut protéger et mettre en valeur.

4.2.5 Les critères « qualité environnementale » et « solutions biologiques à des problèmes techniques »

La revalorisation des espaces verts pour leur contribution à l'amélioration de la qualité de l'environnement urbain, notamment par la qualité des composantes du milieu (eau, air), a été principalement rattachée aux arbres de rue. Ainsi, autant la politique de l'arbre, le Plan d'urbanisme que le Plan stratégique de développement durable se limitent à souligner principalement l'importance des arbres comme de « filtres de polluants atmosphériques » et par leur contribution à « améliorer le climat local ».

D'ailleurs, cette vision restreinte de la qualité environnementale des arbres peut, en partie, expliquer qu'aucune des politiques n'envisage la revalorisation des grandes espaces verts pour leur contribution à l'amélioration de la qualité de l'eau par leur rôle de réduction du ruissellement de l'eau de pluie. Ces politiques ne reconnaissent pas non plus la contribution des zones riveraines boisées dans l'amélioration de la qualité de l'eau grâce à leur rôle de filtration des sédiments et des polluants.

S'il est vrai que les arbres de rues contribuent positivement à améliorer la qualité de l'air et l'interception de l'eau de pluie (Vergiete et Labrecque, 2007), cette contribution est

cependant mineure comparée à celle fournie par des espaces verts avec une structure et une composition végétale plus complexe (Bolund et Hunhammar, 1999). En ce sens, une prise de conscience des services écosystémiques que l'ensemble des espaces verts fournit pourrait contribuer à une planification et une structuration de la ville plus durable (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Andersson, 2006).

4.2.6 Conclusion

Toutes les politiques prétendent s'inscrire dans une démarche visant à protéger et à mettre en valeur les différentes composantes du patrimoine naturel montréalais. Or, ces documents ne s'inscrivent ni dans une gestion intégrée de la ville, ni dans une approche holistique de l'ensemble des espaces verts. Ceci tient, d'une part, au fait de l'absence de références au rôle déterminant des espaces verts dans la dynamique écologique de la ville et d'autre part, de l'absence de références au caractère complémentaire des différents espaces verts existants.

Tout d'abord, bien que les espaces verts concourent à la régulation climatique, ils jouent aussi un rôle non négligeable au niveau de la qualité de la ressource en eau et au niveau de la protection du sol, notamment en maîtrisant l'extension du bâti à plusieurs échelles. Ces fonctions étant attachées uniquement aux arbres, on peut difficilement voir comment les espaces verts peuvent avoir un impact dans des aménagements qui ont trait à l'organisation holistique de l'espace urbain. En ce sens, les orientations ou énoncés des politiques ne concernent qu'indirectement la revalorisation des espaces verts dans le cadre de vie urbaine.

Enfin, le rôle de récréation des espaces verts en ville est bien présent dans les politiques. Il est cependant fortement attaché aux grands parcs urbains ainsi qu'à certains milieux plus naturels. Ceci pourrait compromettre l'utilisation de ces espaces à d'autres fins, notamment au maintien de la diversité biologique. En effet, outre les grands parcs, le milieu urbain englobe d'autres types d'espaces qui peuvent contribuer également à la récréation, mais aussi à la revitalisation urbaine. Pourtant, ces potentiels semblent être sous-exploités par les politiques, ce qui risque de créer une sur-fréquentation de ces parcs souvent dotés d'une diversité biologique remarquable et ainsi altérer leur biodiversité. Le tableau suivant

synthétise les principales fonctions attachées aux espaces verts découlant des différents textes.

Tableau 4.3
Principales fonctions attachées aux espaces verts par les différentes politiques

Politiques	Principales fonctions attachées aux espaces verts	Types d'espaces verts auxquels est reliée la fonction
<i>Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Réservoir de la biodiversité en ville dans le souci de proximité de la nature pour les citoyens, tout en contribuant à revaloriser économiquement le cadre de vie 	Milieux naturels et les parcs existants (sans préciser quel type de parc)
<i>Plan stratégique de développement durable</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Amélioration du climat local notamment par la plantation d'arbres dans des superficies fortement minéralisés 	Arbres
	<ul style="list-style-type: none"> • Support à l'offre des activités récréatives, notamment en rendant accessibles certains parcs riverains et en augmentant l'offre de jardins communautaires. 	Jardins communautaires Parcs locaux riverains
<i>Politique de l'arbre</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Composant du patrimoine naturel qui contribue à la richesse collective par ses valeurs d'ordre culturel dans un sens large • Amélioration de la qualité environnementale 	Arbres publics dans la rue Arbres privés
<i>Cadre de référence du réseau des grands parcs</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Support à l'offre des activités récréatives, revalorisant ainsi l'image de Montréal comme ville « verte » et « touristique » 	Parcs-nature Parcs métropolitains Grands parcs urbains
<i>Cadre de référence du réseau bleu</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Revalorisation de l'image de Montréal principalement comme ville touristique 	Rives
<i>Plan d'urbanisme</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Contribution à la régénération urbaine, par : - la revalorisation du centre-ville comme secteur touristique, notamment par les parcs métropolitains - la régénération des fronts d'eau, notamment pour l'amélioration de la qualité de l'eau à des usages récréatifs ainsi qu'une meilleure accessibilité physique et visuelle - le verdissement de la ville, notamment par la plantation des arbres 	Parcs métropolitains Arbres Rives
	<ul style="list-style-type: none"> • Maintenir la diversité biologique, notamment par la reconnaissance des écoterritoires dans son document complémentaire 	Écoterritoires
<i>Politique du patrimoine</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Rôle de réservoir du patrimoine naturel montréalais. 	Écoterritoires Parcs-nature
	<ul style="list-style-type: none"> • Composant du patrimoine naturel qui par sa qualité paysagère contribue au patrimoine paysager et historique 	Certains parcs métropolitains (Mont Royal et parc Jean-Drapeau) Certains grands parcs urbains (parc des Rapides)

4.3 Troisième partie: Évaluation de la planification de la conservation à Montréal à travers le cas de la trame verte de l'Est

Nous sommes ici intéressés à la question de la planification de la conservation des espaces verts en tant que réservoir de la diversité biologique. Comme nous venons de le voir dans la section précédente, de tous les textes et documents, seule la Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels (PPVMN) traite un peu plus de cette question, notamment à travers de la notion d'écoterritoire.

En effet, à la base de cette politique, trois secteurs d'intervention ont été définis comme cibles de conservation en raison de leur potentiel écologique : (1) les écoterritoires; (2) les milieux naturels dans les parcs existants et (3) les milieux riverains. De ces trois secteurs d'intervention, celui des écoterritoires a été priorisé dans les interventions de protection, en raison du contexte d'urgence qui a marqué la première année d'application de la PPVMN (Ville de Montréal, 2006). Les Écoterritoires représentent 10 zones grossièrement délimitées qui recèlent des milieux naturels importants pouvant faire l'objet de futures zones de conservation. La carte montrant leur répartition spatiale au sein de l'île de Montréal est incluse à l'annexe III.

Dans cette optique, en 2005, deux *Plans Concept* ont été entrepris, l'un dans l'écoterritoire du Corridor écoforestier de l'île Bizard dont le rapport final a vu le jour en avril 2006 et l'autre dans l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est, dont le rapport final est sorti en janvier 2007. Le Plan Concept se veut « *un guide et un outil d'orientation permettant de faire des choix éclairés lors de la prise de décision* » (Comité technique de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est, 2007, p. 7).

Notre analyse consiste analyse porte sur les principes de constitution qui sous-tendent la planification d'un écoterritoire, en particulier celui de la Trame verte de l'Est, dans le but d'évaluer comment les nouveaux concepts en écologie sont pris en compte dans le processus de planification de la conservation de la biodiversité à Montréal. Ainsi, notre analyse est basée principalement sur le texte de la PPVMN, sur le document du Plan-Concept de la Trame verte de l'Est, et sur le verbatim de la séance du 5 avril 2004, lors de la présentation

publique de l'avant-projet de la PPVMN (Archambault et Lauzon, 2004). Notre analyse s'appuie aussi sur des entrevues réalisées auprès de différents intervenants (voir section 3.3, du chapitre III).

4.3.1 Choix de l'écoterritoire

Nous avons choisi l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est car il est représentatif de plusieurs enjeux auxquels une planification de la conservation de la biodiversité en milieu urbain doit se confronter.

Tout d'abord, l'enjeu de la *fragmentation*. L'écoterritoire de la Trame verte de l'Est est situé dans l'arrondissement de Rivières-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles. Cet arrondissement est dépourvu de grands espaces boisés et ceux de faible superficie qui s'y trouvent sont demeurés très isolés en raison de l'occupation du sol (Domon, 1980).

Ensuite, il y a l'enjeu des *inégalités environnementales*, souvent en corrélation avec des données socioéconomiques relatives à certains territoires urbains, classés comme défavorisés. Une étude menée récemment à l'échelle de l'île de Montréal a montré une corrélation positive entre certaines caractéristiques socioéconomiques et les mesures de pollution. Ceci suppose un plus grand risque pour la santé des citoyens habitant dans des quartiers défavorisés (Premji *et al.*, 2007). L'arrondissement Rivières-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles connaît un nombre supérieur de jours de mauvaise qualité de l'air ainsi qu'une qualité des eaux en rive inférieure par rapport aux autres secteurs de la ville (Comparot et Porlier, 2005).

Enfin, signalons l'enjeu de *l'étalement urbain* au sein de l'arrondissement Rivières-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles. En effet, le rythme de l'expansion urbaine augmente de plus en plus. Par exemple, au cours des dix dernières années, près de 3000 nouveaux logements ont été construits sur les territoires de l'arrondissement et plus de 7600 personnes s'y sont établies, ce qui correspond à une croissance démographique de l'ordre de 7,8% comparativement à 2,1% pour l'ensemble de l'île de Montréal (Plan d'urbanisme, chapitre 20 - Arrondissement de Rivière-des-Prairies - Pointe-aux-Trembles – Montréal Est) (Ville de Montréal, 2007d, p. 7).

4.3.2 Résultats de l'analyse de la planification de la conservation de la biodiversité

Cette section expose les résultats de l'analyse basée sur les critères du modèle de gestion écosystémique élaboré par *The Ecological Society of America* (Christensen *et al.*, 1996) et qui sont expliqués au chapitre III. D'abord, ces résultats sont synthétisés dans deux tableaux. Le tableau 4.4 présente exclusivement la perception que les différents intervenants rencontrés ont de la problématique de la conservation et le tableau 4.5 synthétise les résultats issus de l'analyse comparée avec les critères du modèle de gestion écosystémique. Ensuite, ces résultats sont discutés par critère, soit individuellement, soit par groupes de deux ou trois critères en raison de leur interdépendance.

Tableau 4.4

Perception de la problématique de la conservation de la biodiversité en milieu urbain, à travers l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est.

Lien avec la politique de protection et de mise en valeur de milieux naturels	À quoi fait référence la « conservation » de la biodiversité en milieu urbain	Principaux problèmes reliés à la conservation de la biodiversité à long terme.
Conception et mise en œuvre	<ul style="list-style-type: none"> La notion de « biodiversité » en milieu urbain est peu connue, c'est mieux de parler de conservation de milieux naturels La conservation doit permettre un accès à la nature et éviter de pertes des milieux naturels 	<ul style="list-style-type: none"> Diverses perceptions du terme « espaces verts » par les différentes intervenantes. Lourdeur administrative due au partage de compétences depuis le découpage administratif. Manque de ressources humaines et économiques D'un point de vue écologique, les espèces envahissantes.
Conception et mise en œuvre	<ul style="list-style-type: none"> La conservation doit permettre un accès à la nature et éviter de pertes des milieux naturels 	<ul style="list-style-type: none"> Mettre en place le « réseau écologique » avec toutes ses composantes, comme il est le cas dans l'écoterritoire de la trame verte de l'Est. Le grand défi est d'intégrer dans les nouveaux quartiers que se développement des espaces voués à la biodiversité

Tableau 4.4 (suite)
Perception de la problématique de la conservation de la biodiversité en milieu urbain, à travers l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est.

Lien avec la politique de protection et de mise en valeur de milieux naturels	À quoi fait référence la « conservation » de la biodiversité en milieu urbain	Principaux problèmes reliés à la conservation de la biodiversité à long terme.
Conception et mise en œuvre	<ul style="list-style-type: none"> Conservation d'une diversité d'habitats « Agir vite » pour éviter les pertes de milieux naturels 	<ul style="list-style-type: none"> La pression urbanistique Limitation de ressources économiques Diverses perceptions du terme « espaces verts » par les différents intervenants Conservation de grandes surfaces
Mise en œuvre	<ul style="list-style-type: none"> Donner un statut de protection à l'espace vert Permettre un contact avec la nature 	<ul style="list-style-type: none"> L'étalement urbain Limitation de ressources économiques et parfois, absence de volonté politique
Mise en œuvre	<ul style="list-style-type: none"> Une gestion (entretien) plus écologique 	<ul style="list-style-type: none"> L'absence d'outils réglementaires Manque des ressources humaines, notamment des inspecteurs
Mise en œuvre	<ul style="list-style-type: none"> Donner un statut de protection Une gestion (entretien) plus écologique 	<ul style="list-style-type: none"> Espèces envahissantes Fréquentation des espaces protégés.
Participation dans le plan concept de la Trame verte de l'Est	<ul style="list-style-type: none"> Deux approches : <ol style="list-style-type: none"> Conservation des milieux naturels pour maintenir la diversité biologique (pour les espaces situés plus en périphérie de la Ville). Une approche environnementale « ramener la nature en ville » : développer des stratégies de verdissement pour améliorer la qualité de l'environnement (cette approche implique la prise en compte des petits parcs) 	<ul style="list-style-type: none"> Absence d'une vision holistique de tous les espaces verts en ville auprès des fonctionnaires La perception des espaces verts comme source de taxes foncières
Participation dans le plan concept de la Trame verte de l'Est	<ul style="list-style-type: none"> Récupérer une meilleure qualité environnementale Accès à la nature 	<ul style="list-style-type: none"> L'absence de concertation dans de la gestion

Tableau 4.5
Synthèse des résultats de la planification de la conservation : cas de la trame verte de l'Est

CRITÈRES DU MODÈLE ÉCOSYSTÉMIQUE	ÉLÉMENTS ALLANT DANS LE SENS DU CRITÈRE	ÉLÉMENTS ALLANT DANS LE SENS CONTRAIRE DU CRITÈRE
<i>La durabilité à long terme est une valeur fondamentale (critère 1) Les objectifs sont opérationnels et clairement définis (critère 2)</i>	-Aucun indice	-Le but de la politique est de protéger 8% du territoire montréalais, dont 6% en milieu terrestre. Cela laisse une planification trop centrée sur les modalités d'acquisition plutôt que sur l'établissement d'orientations à long terme. -Il n'y a pas de hiérarchisation des objectifs, ni dans une perspective temporelle, ni dans des priorités.
<i>La clarté des modèles écologiques et leur compréhension sont essentielles (critère 3)</i>	-La sélection des secteurs d'intérêt dans l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est est fondée sur des connaissances écologiques (des inventaires et des cartographies, plus ou moins récents)	-La répartition spatiale des futurs espaces protégés au sein de l'écoterritoire répond à des facteurs d'ordre économique et non écologique.
<i>Reconnaître la complexité et les interactions des écosystèmes et de leur caractère dynamique (critères 4 et 5)</i>	-Aucun indice	- Vision statique des écosystèmes - Aucun processus ou fonction écologique n'est reconnu dans la planification. -Aucune complémentarité fonctionnelle reconnue entre les secteurs d'intérêt écologiques au sein de l'écoterritoire, ni avec les secteurs d'autres écoterritoires.
<i>Attention au contexte et à l'échelle (critère 6)</i>	- Des approches de sensibilisation auprès des promoteurs ont été entamées afin de créer des projets immobiliers plus respectueux avec les milieux naturels environnants.	- Il n'y a pas de planification à plusieurs échelles, seulement à l'échelle de l'habitat. - Les discussions auprès des promoteurs n'ont pas pris la forme d'un engagement quelconque.
<i>Les humains sont des composants fondamentaux de l'écosystème (critère 7)</i>	- Les citoyens sont très présents dans la planification en tant qu'usagers. -Souci d'augmenter l'accessibilité des espaces verts aux des citoyens. -Reconnaissance de la participation des citoyens dans la planification du plan concept.	- Faible représentativité des acteurs dans le processus de planification, par exemple absence de représentants du milieu universitaire. - L'approche participative des citoyens, en termes de décision, se résume à de simples recommandations.
<i>Adaptabilité (critère 8)</i>	Aucun indice	Aucune procédure d'évaluation - Il n'y a pas d'échéancier établi pour l'évaluation des objectifs. - Pas de prise en compte du programme de suivi établi dans la gestion des parcs-

4.3.2.1 La durabilité est une valeur fondamentale (critère 1) et les objectifs sont opérationnels et clairement définis (critère 2)

La notion de durabilité porte en soit une vision prospective des écosystèmes, voire une vision à long terme. Pourtant, il paraît que la PPVMN s'attarde plutôt à des considérations à court terme. En effet, le but principal de la PPVMN est de protéger 8% du territoire montréalais, dont 6% en milieu terrestre. Il s'agit d'une politique plutôt ancrée dans les modalités d'acquisition des milieux naturels que dans l'établissement d'orientations et d'objectifs opérationnels pour une conservation à long terme de la biodiversité. En ce sens, la PPVMN poursuit très trois grands objectifs qui visent principalement à acquérir des surfaces de protection dans les trois secteurs d'interventions : les écoterritoires, les milieux naturels dans les parcs existantes et les rives (Archambault et Lauzon, 2004, p. 6-7).

Les objectifs de conservation et d'aménagement de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est sont énoncés et énumérés, mais aucune orientation spécifique n'est faite à ce propos. En effet, le plan concept se limite à énumérer une liste d'objectifs tels que : Suppléer la carence d'espaces naturels, préserver la biodiversité en protégeant les milieux d'intérêt écologique, maximiser la connexion et l'accessibilité des espaces verts, consolider les limites du Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. À titre d'exemple, pour l'atteinte de ce dernier objectif de consolidation du Parc-nature, il est stipulé qu'une priorité doit être accordée à la constitution de zones tampon et à l'intégration de composantes naturelles particulièrement riches sur son pourtour. Or, le plan concept n'établit aucune priorité parmi les 12 secteurs d'intérêt écologique et ne spécifie pas les zones tampon auxquelles il est fait référence. L'établissement d'objectifs à court et long terme ainsi que leur hiérarchisation en fonction du rôle prioritaire que doivent accomplir les espaces ne sont pas déterminés dans le plan concept.

4.3.2.2 La clarté des modèles écologiques et leur compréhension sont essentielles (critère 3)

Les critères pour l'identification des secteurs d'intérêt au sein de l'écoterritoire ne sont pas mentionnés dans le document du Plan Concept. Certains fonctionnaires nous ont cependant souligné qu'une telle identification repose sur des connaissances écologiques. Cependant, la question de la répartition et de la délimitation de ces secteurs stratégiques à des

fins de conservation est basée sur une stratégie foncière dont le but de maintenir la biodiversité risque d'être minimisé au profit des arguments d'ordre économique.

En effet, en raison de la valeur marchande de terrains de secteurs d'intérêt et qui sont pour la plupart privés, la Ville a établi un programme foncier permettant des montages financiers public/privé destinés à l'acquisition de terrains d'intérêt écologique au sein des écoterritoires, pour ainsi pouvoir minimiser les dépenses associées à leur conservation. Il s'agit donc de l'utilisation d'une série de mécanismes³³ dont la Ville dispose de façon à pouvoir négocier des superficies de conservation dans des projets de développement futurs avec les promoteurs ou, dans le cas des terrains privés ou institutionnels, avec les propriétaires.

Ainsi, dans l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est, 12 secteurs situés en périphérie du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (voir fig. 4.1) ont été sélectionnés en raison de la présence de milieux naturels d'intérêts variés (bois, friche, milieu humide et ruisseau) afin de consolider les limites du Parc-nature et de protéger les ruisseaux Pinel et de la Coulée Grou (Comité de la Trame verte de l'Est, 2007). Or, ces secteurs constituent de vastes enveloppes dont les contours définitifs résultent d'une entente entre le promoteur ou le propriétaire et la Ville.

Par exemple, le secteur d'intérêt écologique Faubourg Pointe-aux-Praries (voire figure 4.3) était principalement intéressant du point de vue écologique d'une part, en raison de la raréfaction de peuplements forestiers contigus à l'extérieur du Parc-nature et d'autre part, en raison de sa situation stratégique entre le Parc-nature et le secteur du Ruisseau Pinel. Si l'on se réfère à l'inventaire de 2001 (Hodder et Thiffaut, 2001), ce secteur était constitué de peuplements de feuillus jeunes couvrant une superficie approximative d'environ 22,5 ha dont une partie correspondait à une zone marécageuse. Or, après les négociations entamées avec le

³³ Les mécanismes recensés dans le rapport de consultation publique de l'avant projet de la politique de la PPMVMN sont les suivants: Les réserves pour de fins de parc, le don écologique, l'intensité du développement, l'échange de terrains, la justification financière du projet de conservation, l'optimisation, le guichet unique, les programmes d'accréditation, le fonds de protection et de mise en valeur des milieux naturels (Archambault et Lauzon, 2004). Il existe aussi les outils d'ordre juridique qui découlent des politiques provinciales et fédérales, tel que confirmé par un fonctionnaire lors des entrevues.

promoteur une superficie de seulement environ 9,6 ha a été épargnée et ce, grâce à l'échange de terrains et à la densification du projet domiciliaire du promoteur. Mais, au-delà de la perte de superficie originale du site, la valeur écologique a été diminuée en raison des effets issus du processus de fragmentation (voir fig. 4.3 et fig. 4.4). On pourrait penser entre autres à une augmentation de l'effet lisière qui rendra les fragments plus susceptibles aux invasions par des espèces exotiques et à une plus grande exposition aux facteurs externes (Flores *et al.*, 1998).

Certains fonctionnaires, en se référant au secteur Faubourg Pointe-aux-Prairies, ont laissé entendre qu'il s'agissait d'un cas particulier puisque les négociations ont eu lieu avant l'adoption de la politique et que la Ville ne disposait pas de l'argent suffisant pour acheter toute la parcelle. Cependant, quand on regarde la distribution spatiale d'autres secteurs retenus après les négociations à l'échelle de l'écoterritoire (voir fig. 4.2) alors que la politique était en place, on constate également un morcellement accru du territoire. En ce sens, c'est la structure spatiale des « aires protégées » futures qui est importante à prendre en considération dans les négociations pour assurer une cohérence écologique à l'intérieur de la matrice paysagère. En effet, la configuration de l'habitat local au sein du paysage peut être aussi importante que la composition de l'habitat en soi (Melles *et al.*, 2003). Par exemple, dans un parc en milieu urbain, l'abondance et la distribution de la strate arbustive influencera la présence et l'abondance des oiseaux nichant dans les arbustes alors que la distribution, la taille et l'abondance des parcs au sein de la ville affecteront la diversité des oiseaux au sein de la ville (Savard *et al.*, 1999).

En somme, bien que l'approche utilisée par la Ville puisse s'avérer intéressante dans certains cas, l'exemple de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est montre ses limites si la dimension écologique est soumise aux négociations avec les propriétaires fonciers.



Figure 4.1 Secteurs d'intérêts écologiques et territoires protégés
Localisation de secteurs d'intérêts écologique à protéger (en rouge) de même que ceux qui sont déjà protégés (en jaune) dans l'écoterritoire de la trame verte de l'Est. (Source : Comité technique de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est, 2007).



Figure 4.2 Répartition spatiale des futures « aires protégées »
La carte illustre, après négociations, la délimitation des secteurs d'intérêts écologiques à protéger (en rouge) de même que ceux qui sont déjà protégés (en vert). N.B. certains des secteurs demeurent en voie de ratification (Source : Hodder, 2008)

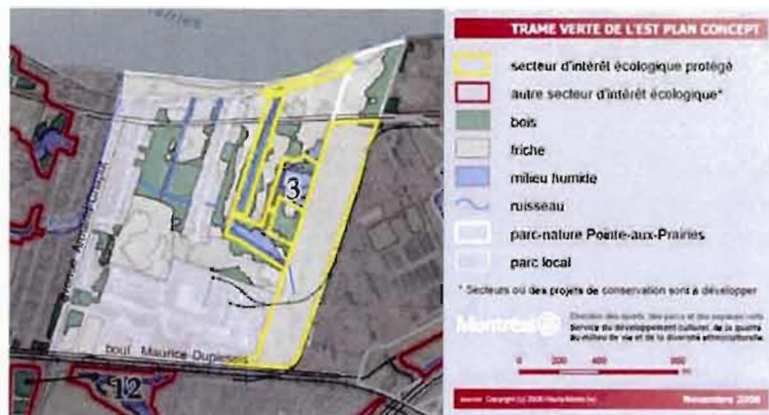


Figure 4.3 Détail du secteur d'intérêt écologique Faubourg Pointe-aux-Prairies
(Source : Comité technique de l'écoterritoire de la trame verte de l'Est, 2007)



Figure 4.4 Localisation du secteur d'intérêt écologique Faubourg Pointe-aux-Prairies.
Répartition spatiale des aires protégées (en rouge) au sein du projet immobilier Faubourg
Pointe-aux-Prairies (Source; Groupe Allogio, Site Internet)

4.3.2.3 Reconnaître la complexité et les interactions des écosystèmes et leur caractère dynamique (critères 4 et 5) et prendre en compte le contexte et les échelles (critère 6)

À l'issue de nos entrevues et de l'analyse du Plan-concept de la Trame verte de l'Est, nous avons pu constater que l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est est conçu suivant une vision « statique » des systèmes écologiques.

D'entrée de jeu, la valeur écologique des écoterritoires sélectionnés résulte principalement de leur valeur en termes de diversité compositionnelle, notamment au niveau des populations végétales. La correspondance existante (voir la figure 4.5 et figure 4.6) entre la carte des peuplements d'intérêts écologique³⁴ issue de l'Atlas des bois de Montréal (Hodder et Thiffault, 2001) et la carte de écoterritoires issus de la PPMVMN (Ville de Montréal, 2004) l'indique clairement.

En ce qui concerne la sélection de sites d'intérêts au sein de l'écoterritoire, c'est aussi la valeur compositionnelle des sites qui a prévalu dans leur sélection. Certains éléments particuliers ont aussi été considérés, tels que la présence d'espèces végétales rares qui ont été inventoriés. Parfois, l'utilité de sites pour certaines espèces fauniques, telles que le cerf de Virginie, et sur lesquels les fonctionnaires disposaient de l'information a été considérée dans leur sélection. Cependant, il s'agit d'un critère arbitraire, car aucune étude portant sur les relations entre les espèces fauniques et l'habitat n'a été menée. En ce sens, un des fonctionnaires nous a souligné que l'utilisation par les espèces fauniques clés sera prise en compte lors de l'aménagement des sites déjà retenus à des fins de conservation comme cela se fait actuellement dans les Parcs-nature.

Par ailleurs, aucun indice ne laisse voir que la planification a été réalisée à partir d'une perspective d'écologie du paysage. Ce qui est assez paradoxal car, d'une part, la PPMVMN dit utiliser la notion de réseau écologique pour déterminer les « projets de conservation » et

³⁴ Les peuplements d'intérêt écologiques (en rouge sur la figure 4.5) sont ceux qui rencontrent l'un ou l'autre des critères suivants : (1) peuplements liés à un milieu humide ou à un milieu aquatique, (2) peuplement matures et centenaires, (3) peuplement rares et (4) peuplement abritant des espèces floristiques et ou fauniques rares (Hodder et Thiffault, 2001, p. 89).

d'autre part, la structure spatiale très fragmentée de l'écoterritoire exige un raisonnement à des échelles plus larges, notamment à celle du paysage.

Quelques fonctionnaires ont souligné la difficulté d'appliquer le concept de réseau écologique dans la Trame verte de l'Est, compte tenu de l'isolement des sites d'intérêt écologique. Ceci soulève des questionnements quant à la conception de cette notion auprès des fonctionnaires et quant à l'échelle de planification utilisée car, d'un point de vue écologique, la constitution de réseaux écologiques a justement comme premier objectif la conservation ou la restauration de la connectivité écologique à travers un système de zones noyaux, de zones tampons et d'interconnexions biologiques et cela, à plusieurs échelles. Mais, les fonctionnaires conçoivent la notion de réseau écologique comme une structure linéaire qui facilite la « connectivité structurelle » à des petites échelles. Ils recherchent uniquement à conserver une contiguïté spatiale entre des éléments de la même nature au sein de l'écoterritoire sans pendre en compte des échelles de planification plus larges que celle de l'écoterritoire. Cela peut expliquer d'ailleurs pourquoi certains Parcs-nature ne font partie d'aucun écoterritoire, même s'ils sont avoisinants comme c'est le cas du Bois d'Anjou par rapport à l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est ainsi que l'écoterritoire de la Coulée verte du Ruisseau de Montigny, situés tous les deux dans le même arrondissement.

En somme, ce manque de perspective paysagère limite une planification à plusieurs échelles de la Ville, allant de l'arrondissement jusqu'à l'échelle régionale.

L'absence de perspective au niveau du paysage est d'autant plus étonnante du fait que dans la gestion des écosystèmes des Parcs-nature et plus particulièrement, selon le volet de surveillance, un suivi de la dynamique du paysage doit se faire. Pourtant, il n'a pas été fait. En effet, un des fonctionnaires nous a signalé que les inventaires biophysiques n'ont pu être terminés en raison d'un manque de ressources humaines et par conséquent, certaines autres parties du programme qui sont interdépendantes, tels que l'évaluation écologique et le suivi de la dynamique du paysage, n'ont pas été réalisés.

En ce qui concerne la prise en compte du milieu environnant, certains éléments allant dans ce sens ont été trouvés. Par exemple, les fonctionnaires ont entamé des discussions auprès des gestionnaires de terrains de golf à côté du secteur d'intérêt écologique de la

Coulée Grou afin de drainer l'eau vers la coulée Grou. Également, ils ont tenté de sensibiliser certains promoteurs pour que des projets immobiliers proches des zones protégées soient plus respectueux de leur environnement naturel. Cependant, cela n'a pas conduit à la définition de certains principes et critères écologiques à respecter pour les nouveaux développements, comme les arrondissements le font au niveau architectural, par exemple.

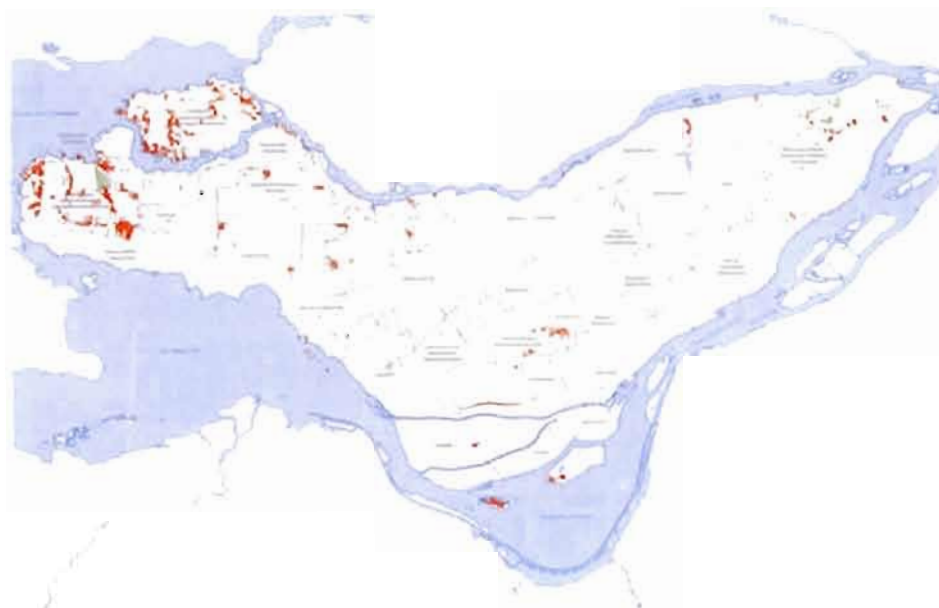


Figure 4.5 Peuplements d'intérêts écologiques issus de l'Atlas des bois de Montréal
(Source : Hodder et Thiffault, 2001)



Figure 4.6 Carte des écoterritoires issus de la PPMVMN
(Source : Ville de Montréal, 2004)

4.3.2.4 Les humains sont des composants fondamentaux de l'écosystème (critère 7)

La manière dont la dimension humaine a été internalisée dans la planification des milieux naturels dans l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est peut être abordée selon deux points de vue, en termes d'une part, de la place de l'humain dans les orientations de planification et d'autre part, en termes de participation publique.

Ainsi, selon la première dimension, les humains sont très présents dans la mise en valeur des milieux naturels, en tant qu'« usagers ». L'analyse des potentiels et contraintes des différentes composantes « vertes » d'intérêts dans l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est est très axée sur l'accessibilité de ces endroits aux citoyens afin qu'ils puissent en profiter. En conséquence, la plupart des interventions proposées dans le plan d'action de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est visent d'une part, à recréer des couloirs verts entre différents secteurs grâce à une série d'aménagements ou de conventions de passages et d'autre part, à favoriser des liens physiques et visuels avec le fleuve, la rivière et les îles.

En ce qui concerne le rôle joué par les citoyens dans le processus de prise de décisions relatives à la revalorisation des milieux naturels, il peut être qualifié de « consultatif ». Cependant, nous sommes conscients que notre analyse reste très superficielle à cet effet compte tenu de l'ampleur de cette question. Une analyse plus approfondie aurait été souhaitable, mais cela excède le propos de notre mémoire. Nous mentionnerons néanmoins quelques éléments qui pourraient être considérés comme pistes à explorer dans une future recherche portant spécifiquement sur la participation publique au sein de la politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels.

Dans le cadre de la PPVMN, la participation des citoyens est considérée comme un élément clé de réussite. À cet effet, il est stipulé à la page 16 que : « *La ville entend favoriser les discussions entre citoyens, représentants d'organismes environnementaux et promoteurs afin d'élaborer des projets de développements axés sur une plus-value réciproque pour les tenants de la conservation des milieux naturels et ceux du développement* ». Cet engagement de la part de la Ville a pris forme dans l'élaboration du *Plan Concept*. Le Plan Concept se veut d'une part, un guide et un outil d'orientation permettant d'aménager un écoterritoire et

d'autre part, un moyen concret de favoriser les *discussions entre les citoyens, les représentants d'organismes environnementaux et les promoteurs* (document intitulé « Qu'est-ce qu'un plan concept? »)³⁵. Cependant, la manière dont les fonctionnaires ont conçu la démarche d'un tel processus montre qu'il s'agit plutôt d'une « consultation publique sectorielle ». Par cette consultation, les fonctionnaires partagent le problème relié à un terrain déjà délimité et une série d'objectifs déjà préétablis avec un secteur de la population, recueillant ainsi leurs recommandations, lesquelles seront mises dans le plan d'action du rapport final du Plan Concept afin que celui-ci reflète les points de vue des groupes présents. Mais comme il est souligné dans le Plan Concept de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est à la page 7 : « *Puisque le plan d'action en annexe de ce rapport ne tient compte ni des coûts de réalisation ni des efforts de négociation nécessaires, le plan concept représente un idéal qui précise toutes les interventions souhaitables pour répondre aux préoccupations exprimées* ».

De surcroît, du fait que la formulation du problème autour duquel les participants doivent discuter est déjà établie à l'avance, cette participation peut être perçue comme un processus qui ne consiste qu'à émettre et entendre des avis. Il ne s'agit pas d'un processus actif permettant aux citoyens de participer tout au long du processus décisionnel, incluant la formulation du problème et les objectifs pertinents qui orientent ledit processus.

4.3.3 Favoriser une gestion adaptative (critère 8)

La perspective de changement des écosystèmes en raison de leur nature dynamique, conduit à prendre conscience de l'état de ces changements afin de réajuster les objectifs. Dès lors, favoriser la gestion adaptative devient un élément central de la gestion écosystémique. Il est évident que compte tenu de ce qui précède aucun élément allant dans ce sens n'a été trouvé. En effet, les critères mentionnés antérieurement démontrent une vision statique des systèmes écologiques et une planification à court terme. Donc, forcément, la notion de changement qu'implique une perspective temporelle n'a pas été considérée dans le cadre de cette politique. En ce sens, aucune procédure n'a été établie pour évaluer la politique et les indicateurs pour évaluer l'avancement des objectifs n'ont pas été développés. À cet égard,

³⁵ Remis aux participants de l'atelier de consultation pour l'élaboration du plan concept.

certaines fonctionnaires nous ont souligné qu’officieusement la superficie des sites acquis agit à titre d’indicateur, car elle permet de voir l’avancement de la politique. Cependant, cet indicateur ne permet pas de mesurer l’appauvrissement et les changements dans la diversité biologique due aux changements climatiques, aux introductions d’espèces ou aux changements d’habitats. Et pourtant, l’importance de mesurer et de surveiller ces changements apparaît particulièrement pertinente dans le cas spécifique de la biodiversité, compte tenu de son rôle fondamental au maintien de la résilience des écosystèmes ainsi que de sa contribution aux ambitions du développement durable, à travers la notion de « services écosystémiques ».

4.3.4 Conclusion

Le manque de perspective du paysage dans la planification de la Trame verte de l’Est révèle une vision statique des écosystèmes et donc, peu d’éléments allant dans le sens des critères établis pour le modèle de gestion écosystémique de Christensen *et al* (1996) ont été trouvés. En ce sens, il s’agit d’une planification centrée sur la valeur compositionnelle des sites à protéger. Une approche axée sur la valeur fonctionnelle des sites au sein du paysage aurait permis une planification plus globale en reliant l’ensemble des espaces verts au sein d’une structure cohérente d’un point de vue écologique.

Par ailleurs, cette absence de perspective du paysage explique en partie pourquoi cette politique n’a pas d’incidences concrètes sur l’aménagement du territoire. Il serait plus intéressant que les futures « aires protégées » puissent avoir une fonction structurante sur laquelle se grefferaient les logements, et non l’inverse. Dans le chapitre qui suit, nous discuterons ces résultats de manière plus approfondie.

CHAPITRE V

DISCUSSION

La croissance urbaine entraîne un usage du sol de plus en plus important, avec des effets sérieux sur la « santé » des espaces verts qui constituent le réservoir de la biodiversité en ville. Bien que la Ville de Montréal se soit dotée d'une panoplie de politiques entourant la mise en valeur des espaces verts, ces documents ne sont pas en mesure d'assurer une protection efficace face à toutes sortes de projets et d'infrastructures urbaines. Tel qu'exposé dans ce chapitre, les lacunes sont principalement dues à une vision restreinte du rôle des espaces verts et à une conception statique des écosystèmes. Ces approches comportent des risques pour la sauvegarde de la biodiversité en ville à long terme.

Nous concluons ce chapitre en soulignant la portée et les limites de notre recherche. Enfin, en guise d'ouverture, nous présenterons très brièvement la notion de Réserve de la biosphère urbaine, comme un moyen de promouvoir la durabilité et la gouvernance au niveau local, régional et mondial (Alfsen-Norodom, 2004).

5.1 Une vision restreinte du rôle des espaces verts

La démarche visant à revaloriser les différents espaces verts à Montréal ne tient pas compte de leur hétérogénéité fonctionnelle et typologique. En effet, à la lumière de notre analyse, la plupart des politiques et programmes définissent le rôle des grands espaces verts principalement en tant que support récréo-touristique sans faire mention des espaces de plus petite taille dont la valeur sociale et environnementale peut aussi être considérable. Ainsi, une panoplie d'espaces verts demeure sans encadrement malgré le fait qu'ils jouent un rôle non négligeable au sein du paysage urbain comme nous l'exposerons ci-après

5.1.1 La nécessité d'une vision plus holistique

En effet, au-delà de la fonction récréo-touristique, la nécessité de créer des espaces verts accessibles aux citoyens tient aussi au fait qu'ils sont indispensables au bien-être de l'Homme (EM, 2005), et ce, surtout lorsque le citoyen est enclos dans un milieu bétonné, coupé de la nature. En ce sens, des études menées par Chiesura (2004) montrent que les espaces verts, toutes tailles confondues, comblent chez les gens des besoins immatériels en dehors des besoins de consommation, notamment au niveau de la santé mentale et psychologique, et cela, de multiples façons. Étant donné que la société est devenue de plus en plus urbanisée, les effets bénéfiques de réduction du stress sur les citoyens sont particulièrement importants (Chiesura, 2004). Mais, mis à part les bénéfices psychologiques, les espaces verts servent également d'importants « points de communication » entre les citoyens et la nature et sont des lieux de rencontre pour plusieurs groupes de la société, contribuant ainsi à la fois à renforcer la diversité culturelle ainsi que la cohésion sociale dans les villes (Elmqvist *et al.*, 2004; Thompson, 2002).

En ce sens, les parcs de taille plus petite accompliraient également des fonctions sociales, soit parce qu'ils offrent des occasions de sociabilité ou parce qu'ils comblent les besoins de loisirs de certains secteurs de la population, comme les enfants, les personnes à mobilité réduite ou les personnes âgées. Dans des secteurs défavorisés, l'accès à ces espaces verts peut jouer aussi un rôle très important, puisque la ville offre très peu de possibilités de divertissement aux personnes dont les ressources financières sont modestes. Les activités récréatives offertes dans ces espaces verts « naturalisés » coûtent peu ou rien du tout, surtout si la « nature » urbaine est à distance de marche (Hudson, 2000). De plus, certains auteurs réfèrent à des études de recherche qui montreraient que les gens habitant à proximité d'espaces verts rapportent moins de cas de violence sociale et physique dans leur voisinage que les personnes vivant dans des quartiers exempts de végétation (Hudson, 2000).

Il s'agit donc d'évaluer les espaces dédiés à la récréation dans une perspective holistique (Thompson, 2002) en incorporant l'ensemble des services sociaux et psychologiques de façon à satisfaire les besoins et les attentes de tous les segments de la population (Chiesura, 2004). Dans le cas de Montréal, la valorisation de l'ensemble des

espaces devrait d'abord être définie par leur végétation dont la variété même conduit à des typologies différentes; depuis les bois urbains, jusqu'aux friches ou jardins communautaires. Ceci permettrait une définition d'usages différents des espaces verts en fonction de leur typologie. Or, cette hétérogénéité, autant fonctionnelle que typologique, des espaces verts n'a pas encore été reconnue, ou du moins ne l'a été que très partiellement à Montréal. Cela permettrait la mise en valeur d'une plus grande variété d'espaces verts afin d'équilibrer la répartition d'espaces verts au sein du territoire de l'île de Montréal et ainsi réduire, autant que possible, les conflits d'usage de certains espaces naturels ayant une plus grande valeur écologique.

En effet, l'absence de réflexion sur la multifonctionnalité des espaces verts contribue à accentuer les conflits d'usages auxquels doivent se confronter les gestionnaires de sites plus naturels. Par exemple, les conflits entre la préservation de la biodiversité et les besoins d'espaces de loisir, comme en témoigne déjà la sur-fréquentation du Mont Royal (Cardinal, 2008), ou celui entre la préservation de la biodiversité et la sécurité publique qui tend à simplifier la structure végétale et à uniformiser l'ensemble des espaces verts (Sandström *et al.*, 2006a). À cet égard, un fonctionnaire nous a fait part de plaintes de certains citoyens concernant les pratiques d'aménagement « naturelles » du Parc Angrignon.

De plus, nous croyons que le réaménagement de certains espaces dégradés, tels que des friches industrielles ou des anciennes carrières, de manière à intégrer des considérations environnementales et sociales pourrait contribuer à alléger la pression sur les parcs comportant des valeurs plus importantes du point de vue écologique, en redirigeant certains usages récréatifs vers ces espaces.

C'est pourquoi il est important de considérer les espaces verts comme un système multifonctionnel (Sandström, 2002) et repenser notre façon d'urbaniser, considérant les espaces verts comme des équipements indispensables à l'armature urbaine au même titre que d'autres structures urbaines, telles que des rues ou des bâtiments.

5.1.2 La prise en compte de l'ensemble des services écosystémiques

Dans un autre ordre d'idées, l'hétérogénéité des espaces verts contribue également à une meilleure qualité de vie en offrant la protection des composants biophysiques du milieu de vie (eau, sol, air, diversité biologique), à travers la notion de services écosystémiques. Bien que de manière générale, les écosystèmes urbains dépendent amplement des services générés par d'autres écosystèmes plus éloignés, certains services ne peuvent être générés qu'à l'échelle locale. C'est le cas notamment de la régulation du climat local, la filtration de l'air, la réduction du bruit, le drainage des eaux de pluie, le traitement des eaux usées (Bolund et Hunhammar, 1999) ou le support de certaines fonctions écologiques nécessaires au maintien de la diversité biologique locale (Colding *et al.*, 2006). C'est pourquoi ces multiples dimensions écologiques des espaces verts devraient faire partie intégrante des processus de gestion urbaine (Bolund et Hunhammar, 1999), d'autant plus que nos sociétés sont aujourd'hui confrontées à la question centrale, en reprenant l'expression de Theys (2007), des « *finalités de croissances* » et « d'un compromis possible entre les intérêts divergents de l'économie, du social et de l'écologie » (Theys, 2007, p. 15).

En effet, la perte ou la dégradation des écosystèmes entraîne souvent l'élaboration de technologies toujours plus performantes, accaparant une partie significative des budgets municipaux. Par exemple, à Montréal, les besoins financiers pour moderniser et réhabiliter l'ensemble des infrastructures d'eau sont estimés à quatre milliards de dollars (Rochette et Arce, 2007). Or, ces coûts pourraient être davantage amortis avec la restauration des zones humides présentes dans la ville (Bolund et Hunhammar, 1999). En même temps, d'autres bénéfices s'y ajouteraient, comme la régénération des fronts d'eau avec tous les bénéfices socio-économiques qui en découlent, une gestion de l'eau plus effective (qualité et quantité) et enfin, l'amélioration de la résilience face aux phénomènes climatiques extrêmes, par exemple le risque d'inondation (Solecki et Rosenzweig, 2004).

Pourtant, comme le révèle notre analyse, ce lien n'est pas encore fait. En effet, les actions mises de l'avant dans le plan d'urbanisme visent uniquement les infrastructures d'eau potable et des eaux usées³⁶. Les actions entreprises par le reste des politiques et programmes

³⁶ Voir orientation 7 du Plan d'urbanisme : Un environnement sain, p. 171

s'inscrivent dans la récupération des usages récréatifs des berges du fleuve Saint-Laurent, plutôt que dans la restauration et la préservation de l'écosystème en soi. D'ailleurs, ce lien pourrait également être reconnu dans d'autres politiques sectorielles de la gestion urbaine. Cependant, tout porte à croire que ça n'a pas été fait puisque ces divers services environnementaux n'ont été attribués qu'aux arbres, dans le plan d'urbanisme et la politique de l'arbre.

Par ailleurs, se limiter à la production de ces services environnementaux, ne permet pas de considérer la capacité des espaces verts à maintenir ces services (Elmqvist *et al.*, 2004). Le défi des politiques de conservation est aussi de maintenir la fonctionnalité écologique de ces espaces, prenant en compte la dynamique des écosystèmes à plusieurs échelles (Génot et Barbault, 2005). Or, à Montréal, une vision « statique » des écosystèmes persiste.

5.2 Une vision « statique » des écosystèmes

L'approche envisagée par la Ville pour la protection et la mise en valeur des milieux naturels se rapproche plus des principes classiques en matière de conservation que des nouvelles avenues issues notamment de l'écologie du paysage. L'approche de la Ville tient pour l'essentiel à l'identification d'écosystèmes particuliers en raison de la valeur compositionnelle du site ainsi que de la présence d'espèces rares. Aborder la question de la conservation de la diversité biologique en milieu urbain consiste pourtant à s'interroger sur sa valeur fonctionnelle au sein du paysage, adoptant ainsi une planification à l'échelle du paysage (Andersson, 2006).

Des études portant sur les espaces verts urbains révèlent que leur capacité à maintenir la biodiversité au fil du temps dépendra du degré de connectivité de l'habitat et de la perméabilité de la matrice (Elmqvist, *et al.*, 2004; Rudd *et al.*, 2002). De plus, Elmqvist, *et al.*, (2004) soulignent que l'isolement d'une espace vert peut affecter gravement des fonctions écologiques qui sont essentielles au maintien de la biodiversité, comme la dispersion de semences et la pollinisation. En effet, une étude réalisée par Drayton et Primack (1996) montre qu'un parc isolé, même s'il était d'une taille considérable, avait perdu 25% de sa diversité végétale sur une période de 100 ans

Cela soulève la question de la pérennité de la diversité biologique présente dans les futures « aires protégées » et dans les Parcs-nature compte tenu du fait qu'on ne tienne pas compte des interactions écologiques entre ces espaces au sein du paysage. Par exemple, certaines parcelles boisées de l'intérieur des parcs sont raccordées à des parcelles forestières ne jouissant pas de statut de protection. En ignorant ces interactions on peut favoriser la présence de certaines espèces, telles que des espèces d'oiseaux caractéristiques de milieux ouverts, au détriment d'espèces de milieux forestiers (Carignan, 2002) et par conséquent, diminuer la diversité biologique à l'échelle locale.

Par ailleurs, cette vision statique des écosystèmes et en corollaire de la biodiversité renvoie aussi à des problèmes liés à une mauvaise adéquation des échelles de planification aux échelles écologiques (Borgström *et al.*, 2006). Par exemple, l'échelle spatiale de planification à Montréal ne vise que celle du site à protéger et aucune considération n'est faite à l'échelle de la ville ou à l'échelle régionale. Pourtant lorsque l'on considère la Communauté métropolitaine de Montréal, les municipalités régionales de comté et le gouvernement provincial via certains ministères une action plus concertée pourrait émerger dans le dossier de la protection des espaces verts en milieu urbain.

Dans certains cas, cette planification limitée peut même aller dans le sens contraire des objectifs souhaités pour certains écoterritoires. En effet, la PPMVMN a identifié 10 écoterritoires, en se basant sur le fait qu'ils comportaient des espaces naturels dont l'ensemble des superficies est de 15 hectares et plus. Cela avait pour objectif de consolider les espaces naturels existants à travers la notion de réseau écologique dans chacun des écoterritoires et ainsi assurer la viabilité des écosystèmes. Comme l'ont confirmé certains fonctionnaires, cet objectif de consolidation semble être mieux établi pour l'écoterritoire du corridor écoforestier de l'île Bizard que pour l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est. Cependant, bien que l'écoterritoire du corridor écoforestier de l'île Bizard ait une plus grande surface protégée, et donc de meilleures chances de maintenir des populations viables (Noss, 2004), il n'est pas à l'abri des effets de lisières rencontrés dans les systèmes hautement fragmentés. Parmi ces effets, notons le mouvement accru de prédateurs qui peuvent accroître la pression de prédation associée aux forêts protégées ou la dispersion d'espèces végétales ou

animales envahissantes qui pourraient bénéficier de ces corridors comme voies de dispersion (Bryant, 2006).

Il est donc essentiel de reconnaître les interactions entre les paysages adjacents ou aux alentours et le type d'utilisation des terres, car ces interactions ont un impact sur des processus écologiques essentiels au maintien de la diversité biologique dans les « patchs » et en particulier pour les petites « patchs » qui sont plus susceptibles de perdre des espèces au fil du temps (Andersson, 2006). À long terme, la négligence des interactions entre des échelles écologiques a pour effet potentiel de réduire graduellement la capacité des écosystèmes à nous fournir les services écosystémiques (Borsgröm *et al.*, 2006).

Pour assurer le flux et l'accès continu à ces services à l'échelle de la ville, différents types d'espaces verts doivent être présents dans toute la ville (Andersson, 2006) et doivent être intégrés dans un réseau fonctionnel (Rudd *et al.*, 2002) ou, mieux encore, dans un « network of networks » allant du local au régional (Noss, 2004). Cela réduirait en grande partie les effets de la fragmentation sur la diversité biologique, notamment pour les espèces migratrices.

Comme nous y faisons allusion plus haut, la création de réseaux écologiques fonctionnels nécessite la prise en compte des mécanismes de dispersion des espèces. À cet effet, l'utilisation d'espèces clés est d'une grande utilité. Verboom et Pouwels (2004) recommandent de cibler un ensemble d'espèces regroupant des espèces ayant des capacités de dispersion différentes et Niemelä (1999b) fait aussi référence à des espèces ayant besoin d'habitats étendus. Les espèces d'oiseaux sont à la fois des véhicules de dispersion d'espèces et sont eux-mêmes des espèces avec de grandes capacités de dispersion. De plus, étant très sensibles aux changements des conditions d'habitats à plusieurs échelles, ils constituent de bons indicateurs de l'état des habitats fragmentés (Drapeau et Brongo, 2004). En ce sens, ils pourraient constituer un groupe d'espèces intéressantes à cibler pour la construction d'un réseau écologique fonctionnel à Montréal.

De plus, l'état des connaissances sur ce groupe d'animaux est assez complet et ce, à diverses échelles, allant de l'échelle locale jusqu'à la continentale (Drapeau et Brongo, 2004). Par exemple, à l'échelle locale, nous disposons d'informations sur leur distribution grâce aux

suivis des populations d'oiseaux dans les Parcs-nature (Comtois et Fournier, 2006) mais aussi grâce à des ornithologues amateurs qui représentent parfois la seule connaissance disponible sur la faune de divers espaces protégés (Drapeau et Brongo, 2004).

Par ailleurs, il n'est pas nécessaire que les différents éléments du réseau écologique comportent tous une certaine valeur qualitative comme les écoterritoires tels que définis par la politique. À cet égard, Wolf (2005) souligne l'importance de mettre en réseau des espaces de nature « ordinaire » avec ceux d'une nature « remarquable » (voire les espaces protégés) afin de maintenir des fonctions écologiques vitales. En effet, les espaces de nature « ordinaire » jouent un rôle non négligeable dans la connectivité fonctionnelle entre les éléments d'un réseau écologique notamment grâce à leur participation à la dispersion d'espèces (Colding *et al.*, 2006; Colding, 2007). Or, ces espaces de nature « ordinaire » sont un « capital » négligé dans la PPMVMN.

En effet, tel que démontré pour la ville de Stockholm, l'intégration de ces espaces « ordinaires » dans la gestion de la biodiversité à Montréal pourrait s'avérer très intéressante puisqu'ils constituent une partie de la superficie urbaine non négligeable. De plus, leur distribution couvre différentes échelles spatiales du gradient rural-urbain et ils procurent certains processus et fonctions écologiques clés à ces échelles. Enfin, ces espaces sont souvent compatibles avec des espaces dédiés à la conservation, servant de zones tampons autour des zones noyaux (Colding *et al.*, 2006).

C'est le cas de certains terrains de golf situés à proximité de certains Parcs-nature³⁷ qui agissent comme une zone tampon contre les perturbations engendrées par l'environnement extérieur autour des Parcs-nature. Ils pourraient aussi augmenter la diversité biologique locale, en procurant une diversité d'habitats à différentes espèces, en autant qu'ils soient gérés d'une façon écologique et soigneusement désignés comme composante intégrée du paysage. Cette fonction est reconnue en Grande-Bretagne où plus de 100 terrains de golf font partie de sites d'intérêts scientifiques. Ils sont aménagés en conséquence par des clubs de golf locaux (Colding *et al.*, 2006). Les parcs locaux peuvent aussi jouer ce rôle et être traités comme faisant partie de cet ensemble à protéger.

³⁷ Voir la carte des terrains de golf dans l'annexe I

À l'issue de notre analyse, nous pouvons constater que la démarche de planification des espaces verts à Montréal fait peu état du rôle complémentaire que ceux-ci jouent les uns à l'égard des autres. Cela a pour conséquence que des préoccupations concernant la biodiversité à long terme risquent d'être minées par des actions à court terme prises au bénéfice d'une rationalité d'ordre foncière, entraînant ainsi une fragilisation des espaces verts et une perte possible de leur biodiversité. Notre étude du cas de l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est rejoint ce constat. Également, un projet, aujourd'hui abandonné, de construction d'une maison de culture et de bureaux d'arrondissement dans le parc René-Masson est un exemple de plus de cette lacune dans la PPVMN.

En effet, ce parc comprenant une mosaïque de milieux naturels de 7,5 ha, est situé à moins de 50 m de la Rivière des Prairies et sert de corridor naturel entre l'écoterritoire de la Coulée verte du ruisseau De Montigny, l'écoterritoire de la Trame verte de l'Est et le Parc-nature d'Anjou (Conseil du Patrimoine de Montréal, 2007). Pourtant, l'arrondissement a modifié le Plan d'urbanisme de la Ville de Montréal, afin d'y implanter une nouvelle mairie et une Maison de la Culture (Corriveau, 2008) dans la partie nord du parc. Ce projet a été abandonné mais il était prévu qu'il soit implanté là où la plus grande portion naturelle du parc est concentrée (Conseil du Patrimoine de Montréal, 2007). Ce projet aurait abouti à une mosaïque réduite de milieux et à un empiètement accru des derniers milieux naturels de ce secteur. Bien que le projet ait été abandonné, il est à signaler que l'amendement du Plan d'urbanisme est demeuré en vigueur.

En somme, la notion de réseau écologique devrait mettre fin à la notion « d'îlots », espaces clos déconnectés des autres milieux. Sa fonction devrait être celle de donner à la gestion des espaces verts une cohérence d'ensemble qui, à leur tour, lui permettrait d'occuper une place centrale dans la planification de l'aménagement du territoire, à multiples échelles. L'exemple du *Réseau Écologique Paneuropéen* (REP)³⁸ est éloquent. Il constitue l'armature de la *Stratégie paneuropéenne de la diversité biologique et paysagère d'Europe*. Les lignes

³⁸ Le REP a pour but de garantir la conservation d'une gamme complète d'écosystèmes, d'habitats, d'espèces et de paysages d'importance européenne : (1) des habitats suffisamment étendus pour favoriser la conservation des espèces; (2) des possibilités suffisantes de dispersion et de migration des espèces, notamment suite au réchauffement climatique; (3) la remise en état des éléments dégradés des systèmes environnementaux essentiels et (4) la protection de ces systèmes contre les menaces potentielles (Bonnin *et al.* 2007, p. 10).

directrices du REP doivent s'appliquer à toutes les grandes politiques régionales, nationales et internationales d'aménagement et d'utilisation du territoire, ainsi qu'aux secteurs économiques et financiers pertinents (Bonnin *et al.*, 2007).

Dans un autre ordre d'idées, cette notion de « réseau écologique » permettrait de créer de « nouvelles coutures »³⁹ entre des espaces de discontinuité, tels que des secteurs industriels et des habitations aux alentours afin d'amoindrir les « inégalités écologiques » que subissent certains arrondissements, comme celui faisant l'objet de notre étude. Il s'agirait par exemple d'aller chercher des « bois résiduels » dans des secteurs industriels⁴⁰ ou d'autres espaces dégradés, tels que des carrières non utilisées⁴¹, pour les réhabiliter et les mettre en réseau afin d'équilibrer certaines zones de quartiers dépourvues de zones vertes.

En somme, bien que l'ensemble des politiques et programmes dont la Ville s'est dotée constitue un pas en avant, il n'en reste pas moins que les concepts sous-jacents à une telle démarche sont dépassés. Ils mettent l'accent sur une vision statique des espaces verts et se concentrent sur la planification à court terme de sites uniques, comme l'a révélé notre analyse. Il s'agit donc d'une planification au cas par cas ce qui montre que les politiques et programmes ne sont trop souvent que des déclarations d'intentions, ne donnant pas de directives claires pour les acteurs potentiels du processus de mise en œuvre.

Selon certains auteurs, les barrières limitant la mise en œuvre de politiques concernant la biodiversité urbaine peuvent être multiples (Sandström *et al.*, 2006b). Au-delà des facteurs d'ordre politique, historique ou financier, ces auteurs mentionnent les limites liées aux connaissances écologiques des planificateurs et politiciens, au manque de personnel dûment qualifié ou à des problèmes dans l'organisation.

³⁹ Cette expression a été utilisée par Jacques Theys (2007) dans l'article « *inégalités écologiques et sociales l'importance d'une approche territoriale* » (la référence de l'article est incluse dans la section de références).

⁴⁰ Nous nous référons à l'inventaire de l'Atlas des Bois de Montréal, dans lequel nous constatons qu'il reste encore des peuplements forestiers dans les zones industrielles situées entre l'arrondissement de Rivière des Prairies-Pointe-aux-Trembles et l'arrondissement de Montréal Est.

⁴¹ Voir par exemple l'article de Diane Saint-Laurent (2000b) « *La carrière Francon : Les aspects biogéographiques et le projet de réaménagement* ». In *Les espaces dégradés : Contraintes et conquêtes*, sous la dir. de Gilles Sénécal et Diane Saint-Laurent. Saint-Foy (Québec), 2000, p. 41-66

Or notre étude a révélé quelques éléments allant dans ce sens, tels qu'une pauvre compréhension des problèmes reliés à la fragmentation et l'absence de connaissances reliées à l'écologie du paysage dans la planification en générale. Un approfondissement de ces éléments serait souhaitable pour une meilleure compréhension de la problématique de la biodiversité en milieu urbain.

5.3 Limites de la recherche et pistes à explorer

En effet, notre étude révèle que les connaissances sous-jacentes à la planification sont basées sur une vision traditionnelle de la conservation et que les nouvelles connaissances en écologie sont à peine intégrées dans la planification de la biodiversité. Cependant, il serait intéressant d'avoir une meilleure compréhension des connaissances écologiques utilisées dans tous le processus de la gestion de la conservation, depuis la planification jusqu'aux pratiques courantes au sein des Parcs-nature.

Par ailleurs, certains fonctionnaires nous ont souligné certains problèmes au sein la l'organisation, tel qu'un manque de ressources humaines pour accomplir leurs tâches, ou des problèmes reliés au partage de compétences entre les arrondissements et la Ville centrale.

Dans les deux cas, il serait souhaitable de conduire de recherches conçues explicitement aux fins de mieux saisir ces problématiques. Cela met aussi en évidence les limites de notre recherche.

5.4 Vers une vision intégrée de la Biodiversité du local au régional : la notion de réserve de la biosphère urbaine

À la lumière de notre analyse, la mise en place d'une stratégie de conservation de la biodiversité urbaine qui s'appuie sur une vision intégrée du paysage urbain s'avère nécessaire pour la région de Montréal. Cela suppose d'abandonner la vision des espaces verts comme étant des entités écologiquement autosuffisantes et indépendantes des territoires adjacents, pour adopter une vision régionale et rétablir ainsi leurs liens avec l'arrière-pays. Toutefois, même si le paysage urbain est intégré dans un plan de gestion holistique du paysage, il offre tout de même une flexibilité écologique relativement limitée due aux contraintes sociales qui

lui sont particulières. C'est pourquoi Borgström *et al.* (2006) suggèrent aussi d'intégrer cette vision dans une gestion flexible par la création de systèmes de gouvernance adaptative.

Dans cette optique, le concept de « Réserve de la biosphère » s'avère un outil très intéressant. Selon Alfsen-Norodom (2004), ce concept fait preuve d'une certaine élasticité et s'avère applicable à un large spectre d'espaces naturels, dont les espaces naturels urbains. En 2004, la conférence *Urban Biosphere and Society : Partnership and Cities* a permis de démontrer l'utilité de ce concept aux citoyens qui aspirent à contribuer à une bonne gouvernance environnementale.

Lancé à la fin des années soixante par l'Unesco, le programme sur l'Homme et la Biosphère « MAB » avait pour objectif de fournir des bases scientifiques pour une gestion rationnelle des ressources biologiques. Pour le concrétiser, un réseau mondial de territoires, « les réserves de la biosphère (RB) », a été établi à partir de 1977. Initialement conçues comme lieux de conservation et d'observation pour les chercheurs et les naturalistes, les réserves de la biosphère ont évolué jusqu'à leur conception actuelle, soit celle de territoires d'interactions entre des dynamiques biologiques et des dynamiques sociales.

Face à l'importance progressive prise par le développement urbanisé, la notion de RB a été élargie à des régions plus urbanisées (Dogse, 2004). En novembre 2000, le Conseil international de coordination du MAB (MAB-ICC) a créé un groupe de travail *ad hoc* du MAB – le Groupe urbain du MAB – pour poursuivre « l'étude de l'application du concept de réserve de biosphère aux agglomérations urbaines et à leur arrière-pays ». En juin 2003, le Groupe urbain est parvenu à la conclusion que la désignation de réserves de biosphère comportant d'importants éléments urbains pouvait être compatible avec le Cadre statutaire de

la réserve de la biosphère et que, sans la recommander expressément, la Stratégie de Séville⁴² ne l'exclut pas⁴³ (Dogse, 2004).

Ainsi, afin d'étudier quelques-uns des défis et des opportunités qu'entraînerait le fait de considérer les environnements urbains comme des réserves de la biosphère, le Groupe urbain du MAB a établi un partenariat avec le Programme sur la biodiversité et la société nommé CUBES (Columbia University/Unesco Joint Program on Biosphere and Society) (Alfsen-Norodom, 2004). Sous ce partenariat, un groupe de travail a été créé afin de développer une structure pour l'application du concept de réserve de la biosphère à des espaces urbains. Le but de l'exercice n'est pas la conservation des écosystèmes dans le sens traditionnel du terme, mais plutôt de reconnaître et maintenir à long terme les dynamiques socio-écologiques dans des écosystèmes urbains. En effet, comme l'affirme Alfsen-Norodom (2004), le processus de réseau de la biosphère permet d'offrir aux intervenants urbains une multitude d'outils pour la médiation de conflits, l'éducation, ainsi que des moyens de conservation de la biodiversité et de surveillance des tendances écologiques à long terme.

En bref, la structure du concept est élastique et a donc un potentiel de devenir applicable, avec des modifications mineures, au contexte urbain. La fonction de conservation devrait être élargie pour couvrir tant la diversité urbaine naturelle que culturelle. La fonction de développement devrait quant à elle être plus inclusive afin d'introduire le principe d'équité d'accès aux biens et services environnementaux urbains. Finalement, la fonction logistique, qui comprend l'éducation et la recherche, devrait considérer l'éducation comme un moyen de promouvoir l'autonomie. Des études de terrains devraient prévoir un examen des empreintes écologiques du style de vie urbain et de modèles de consommation (Alfsen-Norodom, 2004).

⁴² *La Stratégie de Séville* et *Le Cadre statutaire* sont les deux documents-cadre en vigueur des réserves de la biosphère (RB). Le premier recommande les actions à entreprendre aux niveaux international, national et local pour le développement et la mise en œuvre des RB. Le second stipule les conditions à remplir pour un bon fonctionnement du Réseau mondial de RB (Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture [UNESCO], 1996).

⁴³ Bien que la position du Groupe urbain du MAB est à l'effet que toute addition d'une réserve de la biosphère urbaine au réseau international serait bienvenue, cette question s'est révélée quelque peu controversée dans le programme MAB international (Dogse, 2004).

Dans cette optique, la réserve de la biosphère urbaine (RBU) a été définie comme suit et quatre catégories de RBU ont été proposées selon le cadre de zonage des réserves de la biosphère :

Réserve de la biosphère urbaine : une réserve de la biosphère caractérisée par des zones urbaines importantes situées à l'intérieur ou adjacentes à ses frontières et où les environnements naturel, socioéconomique et culturel sont façonnés par des influences et des pressions urbaines, et qui est organisée et gérée de manière à mitiger ces pressions pour améliorer la durabilité urbaine et régionale (Dogse, 2004, p.15) (traduction libre de l'auteure).

Catégorie 1 : Urban Green Belt Biosphere reserve. La ville est entourée par la réserve de la biosphère qui aide à la fois à protéger les espaces verts du processus d'urbanisation et de l'étalement urbain.

Catégorie 2 : Urban Green Corridor Biosphere Reserve. Corridors verts à l'intérieur de la ville qui relie des espaces verts périurbains qui sont isolés.

Catégorie 3 : Urban Green Area Cluster Biosphere Reserve. Parcs urbains et périurbains joints à d'autres espaces de valeur écologiques et qui sont combinés à l'intérieur d'un cluster de réserve de la biosphère.

Catégorie 4 : Urban region reserve zones. La région entière en incluant des villes et municipalités est placée à l'intérieur de la réserve de la biosphère.

En conclusion, les RBU peuvent servir de « laboratoires » de développement durable du territoire. En outre, les RBU ouvrent une porte vers la création d'un réseau des « villes vertes » de reconnaissance internationale (Dogse, 2004). Cependant, le concept de RBU est encore en évolution, de nouvelles recherches doivent être accomplies pour apporter des éclairages sur ce nouvel outil de gestion intégrée des écosystèmes urbains. À cet égard, des villes telles que Cape Town, Chicago, Nouvelle Orléans, New York, Istanbul, Francfort et Séoul participeront à ces recherches en collaboration avec le programme CUBES (Alfsen-Norodom, 2004).

CONCLUSION GÉNÉRALE

La prise de conscience des risques liés à l'érosion de la diversité biologique apparaît, aujourd'hui, comme un problème environnemental global qui nécessite des solutions urgentes. Toutefois, pour différentes raisons historiques, écologiques, économiques ou politiques, la biodiversité n'a été qu'à peine considérée dans un contexte urbain.

En effet, dans le contexte montréalais, au cours de ces vingt dernières années, le couvert forestier métropolitain a diminué de 18%, soit une perte de 310 ha, au profit de l'urbanisation (Cavayas et Baudoin, 2008). Si cette tendance se maintient et si des mesures de conservation ne sont pas prises, dans 21 ans, tout le couvert végétal actuel sera détruit (Cavayas et Baudoin, 2008, p. 37). A l'échelle de l'île de Montréal, le portrait n'est pas plus encourageant.

En se référant à l'Atlas des bois de Montréal, publié en 2001, l'on constate qu'il y a des pertes annuelles de l'ordre de 65 à 81 ha et qu'il restait 1600 ha de surfaces boisées (hors parcs et hors golfs) dans le territoire de la ville de Montréal (Hodder et Thiffault, 2001). Les effets de la fragmentation de l'habitat issus des processus d'urbanisation tendent à diminuer la complexité écologique qui caractérise les écosystèmes, ce qui entraîne une diminution de la variété des habitats et donc un appauvrissement de la diversité d'espèces natives à plusieurs échelles, de l'habitat au paysage urbain.

Non seulement les villes comme Montréal comportent une biodiversité non négligeable qui contribue à la biodiversité à des échelles régionales ou globales, mais des raisons très pragmatiques devraient motiver la protection de la biodiversité dans les villes. En effet, la présence d'écosystèmes naturels en milieu urbain contribue au bien-être humain (EM, 2005) grâce à leurs qualités intrinsèques et aux services écosystémiques qu'ils offrent et que nous avons décrits.

Jusqu'à récemment, les efforts de protection des espaces verts étaient davantage motivés par une vision récréative des espaces verts et le rôle fondamental de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes était méconnu. La biodiversité n'est devenue un objectif primordial que depuis la prise de conscience des problématiques environnementales et, plus particulièrement, de la question de « durabilité » au cours de ces dernières années. La notion de biodiversité est maintenant reconnue dans certaines politiques de protection des espaces verts urbains. Cependant, il reste à savoir si cette prise de conscience est basée sur une interprétation juste et contemporaine du rôle de la biodiversité et surtout si elle est articulée par des mesures concrètes de protection.

En effet, tel que nous l'avons exposé au cadre théorique (Chapitre II), un nouveau paradigme en écologie conçoit les écosystèmes comme des systèmes dynamiques, contrairement à la vision d'état d'équilibre qui a prévalu jusqu'aux années 70. Selon ce paradigme, la protection des écosystèmes doit se baser sur la préservation des échanges entre les composantes des écosystèmes plutôt que sur la seule protection des composantes en tant que telles. Cette conception favorise l'adoption d'une approche de protection des écosystèmes à des échelles multiples. Dans cette optique le modèle de gestion écosystémique s'est avéré une bonne référence pour établir des politiques et des programmes de conservation en milieu urbain (Lyons, 1997; Borgström *et al.*, 2006).

Ce projet de recherche visait donc à éclaircir, d'un point de vue écologique, les fondements sur lesquels s'appuie la planification de la conservation de la biodiversité sur l'île de Montréal. À cet égard, nous avons analysé l'ensemble des politiques et programmes municipaux rejoignant le domaine de la conservation de la biodiversité urbaine de manière explicite ou implicite. Il s'agit notamment de la *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*, de la *Politique de l'arbre*, de la *Politique du patrimoine*, du *Plan stratégique de développement durable*, du *Plan d'urbanisme*, du *Cadre de référence du réseau des grands parcs de Montréal* et du *Cadre de référence du Réseau bleu*.

Nous avons développé et utilisé une série de grilles d'analyse que nous avons appliquées à l'ensemble des politiques et programmes municipaux. Ces grilles d'analyse et la façon selon laquelle nous avons procédé ont été expliquées au Chapitre III. Dans un premier

temps, nous avons étudié les différentes politiques et les différents programmes municipaux afin de déterminer les principales fonctions qu'ils associent aux espaces verts et plus particulièrement afin de déterminer comment ces textes considèrent la protection de la biodiversité. Ensuite, nous avons évalué la planification de la conservation à Montréal à travers le cas de la Trame verte de l'Est.

Nous concluons que la démarche visant à revaloriser les différents espaces verts à Montréal ne s'inscrit ni dans une gestion intégrée de la ville, ni dans une approche holistique de l'ensemble des espaces verts. Ceci est dû principalement à une vision restreinte du rôle des espaces verts et à une conception statique des écosystèmes.

À la lumière de notre analyse, nous avons pu constater que le principal rôle attaché aux espaces verts est celui de la récréation. Les espaces verts y sont vus comme des équipements indispensables à la fonction de loisirs. La retombée sociale est ainsi attribuée principalement au fait que les espaces verts permettent de pratiquer une multitude d'activités de plein air. En ce sens, ce rôle unique a été attaché aux grands parcs urbains ainsi qu'à certains milieux naturels.

Le rôle des espaces verts en tant que réservoir de la diversité biologique a reçu peu d'attention dans les différents documents, à l'exception notamment de la Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels (PPMVMN). En effet, bien que tous les textes reconnaissent la valeur des espaces verts comme « patrimoine naturel » par le biais de la notion d'écoterritoire, les énoncés associés à ce propos restent assez flous. Pour la plupart des politiques, il s'agit de considérations très générales qui ne laissent pas voir en quoi ces énoncés viennent s'appliquer ou se concrétiser par certaines propositions de la PPMVMN.

Quant aux autres fonctions que les espaces verts peuvent exercer en la ville, ils ne sont qu'à peine considérés. Ainsi, la fonction culturelle est principalement mentionnée dans la Politique du patrimoine, et elle n'est associée qu'à certains parcs métropolitains et aux arbres. D'autres fonctions, telle que la contribution des espaces verts à l'amélioration de l'environnement urbain, notamment par l'amélioration du climat local, ont été principalement associées aux arbres. Enfin, bien que le rôle prépondérant des espaces verts dans la

structuration du développement urbain à diverses échelles soit bien connu, ce rôle n'est aussi attribué qu'aux arbres, au Mont Royal et à l'insularité de Montréal.

En ce qui concerne l'évaluation de la planification à de fins de conservation, le manque de perspective à l'échelle du paysage dans le cas de la Trame verte de l'Est révèle une vision statique des écosystèmes et un manque d'outils et de ressources pour la mise en œuvre de la conservation à plusieurs échelles face à des projets de développement d'envergure.

En effet, d'une part, il s'agit d'une politique plutôt ancrée dans les modalités d'acquisition des milieux naturels que dans l'établissement d'orientations et la fixation d'objectifs opérationnels pour une conservation de la biodiversité à long terme. D'autre part, la valeur écologique de sites d'intérêt sélectionnés est plutôt établie par la valeur compositionnelle des sites à protéger que par la valeur fonctionnelle pour le maintien de la diversité biologique de ces sites au sein du paysage. En ce sens, la planification ne vise que l'échelle du site à protéger et aucune considération n'est faite à l'échelle de la ville ou à l'échelle régionale. Une telle planification a conduit à un isolement accru des « futurs espaces protégés » ainsi qu'à une répartition inégale des espaces verts au sein de l'arrondissement de Rivière-des-Prairies-Pointe-aux-Trembles.

Cela soulève la question de la pérennité de la diversité biologique présente dans les futures « aires protégées » et dans les Parcs-nature compte tenu de leur isolement accru et de l'absence de considération des interactions au sein du paysage. En effet, des études portant sur les espaces verts urbains révèlent que leur capacité à maintenir la biodiversité au fil du temps dépendra du degré de connectivité de habitats et de la perméabilité de la matrice à plusieurs échelles (Savard *et al.*, 2000; Melles *et al.*, 2003).

Il est donc essentiel de reconnaître les interactions entre les paysages adjacents ou aux alentours et le type d'utilisation des terres, car ces interactions ont un impact sur des processus écologiques essentiels au maintien de la diversité biologique dans les « patchs » et en particulier pour les petites « patchs » qui sont plus susceptibles de perdre des espèces au fil du temps (Andersson, 2006). À long terme, le défaut de prendre en compte les interactions

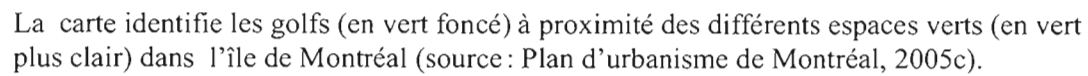
entre des échelles écologiques a pour effet potentiel de réduire graduellement la capacité des écosystèmes à nous fournir les services écosystémiques (Borsgröm *et al.*, 2006).

La mise en place d'une stratégie de conservation de la biodiversité urbaine qui s'appuie sur une vision intégrée du paysage urbain s'avère donc nécessaire. Cela suppose d'abandonner la vision des espaces verts comme étant des entités écologiquement autosuffisantes et indépendantes des territoires adjacents, pour adopter une vision régionale centrée sur les liens avec l'arrière-pays.

Enfin, une approche axée sur la valeur fonctionnelle des sites au sein du paysage permettrait une planification plus holistique en reliant l'ensemble des espaces verts au sein d'une structure davantage cohérente d'un point de vue écologique, tel qu'un réseau écologique allant d'une échelle locale à une échelle régionale et nationale.

Cependant cet idéal doit être relativisé dans un contexte urbain. Même si le paysage urbain était intégré dans un plan de gestion holistique du paysage, il offrirait tout de même une flexibilité écologique relativement limitée due aux contraintes sociales qui lui sont particulières. Un mode de gestion flexible et adaptative apparaît nécessaire dans ce contexte. À cet égard, le concept de « Réserve de la biosphère urbaine » s'avère un outil très intéressant à explorer à Montréal, à l'instar de ce qui se fait déjà dans certaines grandes villes. Il permet d'offrir aux intervenants urbains une multitude d'outils pour la médiation de conflits, l'éducation, ainsi que des moyens de conservation de la biodiversité et de surveillance des tendances écologiques à long terme. La structure du concept de réserve de la biosphère est élastique et a donc un potentiel de devenir applicable, avec des modifications mineures, au contexte urbain.

TERRAINS DE GOLF À PROXIMITÉ DES ESPACES VERTS



La carte identifie les golfs (en vert foncé) à proximité des différents espaces verts (en vert plus clair) dans l'île de Montréal (source : Plan d'urbanisme de Montréal, 2005c).

ANNEXE II

GUIDES D'ENTRETIEN

MODÈLE D'ENTREVUE UTILISÉE POUR LES FONCTIONNAIRES DE LA VILLE⁴⁴

Répartition de tâches, le rôle des acteurs, l'organisation

1. Quelle est votre formation ? Depuis combien de temps êtes-vous à ce poste?
 - *Ce poste est-il lié à la Politique de protection et mise en valeur des milieux naturels depuis son entrée en vigueur?*
 - *Ce poste a-t-il toujours été lié à la même division au sein de la Ville de Montréal? ou de l'arrondissement?*
2. En quoi consiste votre travail ? Pouvez-vous me décrire les aspects principaux de votre travail pour votre Direction?

Les tâches en tant que telles...

Comment votre travail a-t-il été influencé par la nouvelle politique?

Perception, compréhension de la problématique et enjeux

1. Croyez-vous que les villes ont un rôle important à jouer dans la recherche de solutions aux problèmes reliés à la perte de biodiversité? Et si oui, quel est-il?
2. D'après vous, quels sont les éléments marquants (Parcs-nature, grands parcs, parcs locaux, parcs métropolitains, autres) dans le territoire de l'île de Montréal qui contribuent à l'essentiel de la biodiversité en milieu urbain?
3. Quels sont les principaux problèmes reliés à la conservation de la biodiversité en milieu urbain?
4. Quels sont les enjeux principaux reliant votre organisation et la problématique de la conservation de la biodiversité en milieu urbain?

Intégration des politiques concernant la biodiversité en milieu urbain

1. La Politique vise à constituer des aires protégées sur 8% du territoire montréalais, dont 6% en milieu terrestre. Cet objectif peut-il être atteint? Quelles sont les actions à mener pour y parvenir?

⁴⁴ Des variations ont été apportées selon les personnes interviewées.

2. La Politique entend arrimer toutes les politiques concernées afin de protéger les milieux naturels sur le territoire de l'île de Montréal.
 - *Comment l'appellation d'écoterritoire s'encadre-t-elle dans le programme de réseau des grands parcs de Montréal?*
 - *Quels secteurs d'intérêt écologique feront partie du réseau « vert et bleu » de la Communauté métropolitaine de Montréal?*
 - *En quoi l'insertion dans le plan d'urbanisme de la Politique peut-elle assurer la protection des secteurs d'intérêts écologique dans les écoterritoires?*
3. Un levier important de la Politique de protection et de revalorisation des écoterritoires est la stratégie foncière. Pourriez-vous m'expliquer en quoi elle consiste?
 - En quoi cette stratégie évite-t-elle la fragmentation et la perte des habitats d'intérêt écologique encore présents dans les écoterritoires?
 - De quels outils dispose votre organisation pour sa mise en œuvre?

MODÈLE D'ENTREVUE UTILISÉE POUR LES MEMBRES DES ORGANISMES ENVIRONNEMENTAUX⁴⁵

Répartition de tâches, le rôle des acteurs, l'organisation

1. Quelle est votre formation ? Depuis combien de temps travaillez-vous pour cette organisation?
2. Quelle est la mission de votre organisation ? Quel sont vos objectifs généraux?

Perception, compréhension de la problématique et enjeux

1. Comment votre organisation perçoit-elle la biodiversité en milieu urbain?
 - *Quels sont les éléments marquants dans le territoire de l'île de Montréal qui constituent cette biodiversité?*
2. Quels sont les principaux problèmes reliés à la conservation de la biodiversité en milieu urbain?
3. Croyez-vous que les villes ont un rôle important à jouer dans la recherche de solutions aux problèmes reliés à la perte de biodiversité? Et si oui, quel est-il?
4. Quels sont les enjeux principaux reliant votre organisation et la problématique de la conservation de la biodiversité en milieu urbain?

Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels

4. La Politique vise à constituer des aires protégées sur 8% du territoire montréalais, dont 6% en milieu terrestre. Cet objectif peut-il être atteint? Quelles sont les actions à mener pour y parvenir?
5. Comment votre organisation a-t-il été interpellée par la Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels?
 - *Avez-vous participé aux comités reliés aux écoterritoires ou aux ateliers de consultation d'un plan concept? Oui/Non et pourquoi?*
 - *En quoi a consisté votre participation? Cette participation a-t-elle été ponctuelle ou a-t-elle pris la forme d'une collaboration avec la Ville ou l'arrondissement?*

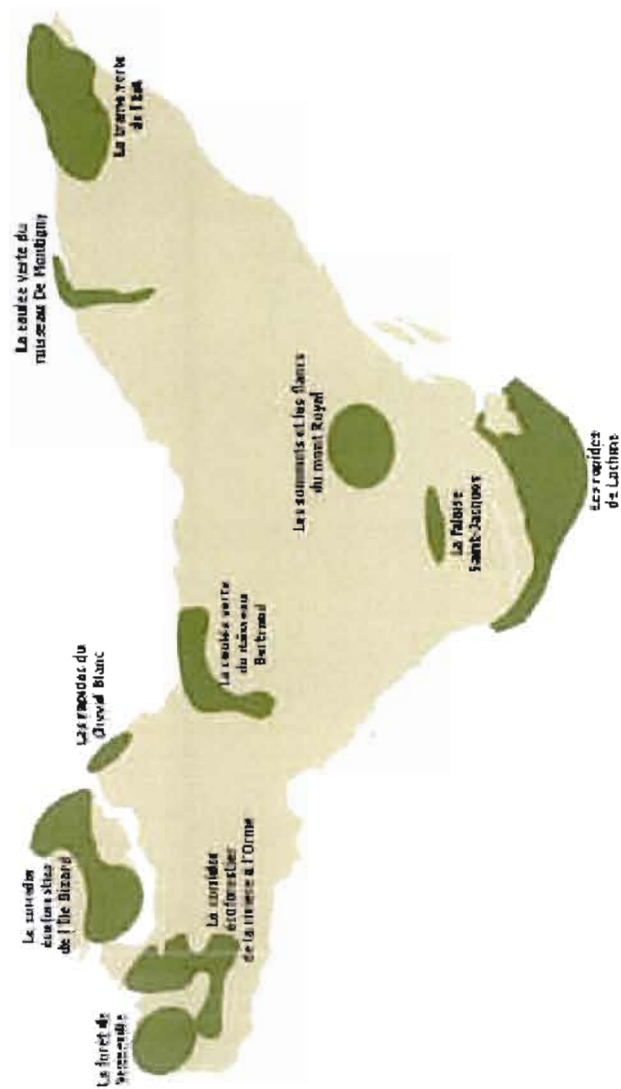
⁴⁵ Des variations ont été apportées selon les personnes interviewées.

Nouvelles perspectives

1. Qu'est-ce qui devrait être fait et qui n'a pas été encore fait dans la démarche amorcée par la Ville pour répondre à la présente problématique de la conservation de la biodiversité en milieu urbain ?
 - *Doit-on préconiser une approche plus intégrée?*
 - *Si c'est le cas, comment doit-on parvenir à une telle approche?*
 - Avec une vision plus intégrée du territoire...
 - Avec des nouveaux outils de planification du territoire...
 - A niveau de la Gouvernance...

ANNEXE III

DISTRIBUTION SPATIALE DES ÉCOTERRITOIRES



RÉFÉRENCES

- Adams, L. W. 2005. «Urban wildlife ecology and conservation: A brief history of the discipline». *Urban Ecosystems*, vol. 8, no 2 SPEC. ISS., p. 139-156.
- Alberti, M et J.M. Mazrluff. 2004. "Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions". *Urban Ecosystems*, vol. 7, no 3, p.21-265.
- Alfsen-Norodom, C. 2004. «Urban biosphere and society: Partnership of cities - Introduction». *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1023, p. 1-9.
- Alvey, Alexis A. 2006. «Promoting and preserving biodiversity in the urban forest». *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 5, no 4, p. 195-201.
- Andersson, E. 2006. «Urban landscapes and sustainable cities». *Ecology and Society*, vol. 11, no 1.
- Archambault, Yves G. et Hélène Lauzon. 2004. *Consultation publique: Avant-projet de Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels. Séances tenue le 5 avril 2004*. Office de Consultation publique de Montréal, 67 p.
- Barbault, Robert. 1997. *Biodiversité*. Paris: Hachette, 159 p.
- Bengston, D.N, J. Fletcher, et K. Nelson. 2004. « Public policies for managing urban growth and protecting open space: policy instruments and lessons learned in the United States». *Landscape and Urban Planning*, vol. 69, p. 271-286.
- Blanchet, A. et A. Gotman. 2007. *L'entretien*. Coll. « L'enquête et ses méthodes », no 135. Paris : Armand Colin, 126 p.
- Bodin, O., M. Tengo, A. Norman, J. Lundberg et T. Elmqvist. 2006. «The value of small size: Loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar». *Ecological Applications*, vol. 16, no 2, p. 440-451.
- Boivin, J., G. Sénécal, P.J. Hamel et L. Guerpillon. 2002. «Évolution des surfaces boisées et des espaces verts dans la région métropolitaine de Montréal.». *Rapport préliminaire, INRS-Urbanisation, culture et société et Intelec Géomatique, Montréal*, p. 15
- Bolund, P., et S. Hunhammar. 1999. «Ecosystem services in urban areas». *Ecological Economics*, vol. 29, no 2, p. 293-301.
- Bonnin, M., A. Bruszk, B. Delbaere, H. Lethier, D. Richard, S. Rientjes, G. Van Uden et A. Terry. 2007. *Le Réseau écologique paneuropéen: état d'avancement*. Strasbourg Cedex: Editions du Conseil de l'Europe, 116 p.
- Borgström, S. 2003. «Management of urban green areas in the Stockholm Country». Thesis (report 2003:18), Stockholm, Sweden, Department of Systems Ecology, Stockholm University. En ligne. <www.urec.info>.

- Borgström, S. 2005. *International Conference for Integrating Urban Knowledge & Practice*, (Gothenburg. Sweden, May 29-june 3, 2005). En ligne. <<http://www.urec.info/PhD/Publications.html>>.
- Borgström, S. 2006. «Biodiversity conservation in urban landscape». Doctoral essay 2006:3, Stockholm, Department of Systems Ecology, Stockholm University, 46 p. En ligne. <http://www.urec.info/Documents/PDF/Docessay_sarab_10april.pdf>.
- Borgström, S. T., T. Elmqvist, P. Angelstam, and C. Alfsen-Norodom. 2006. «Scale mismatches in management of urban landscapes». *Ecology and Society*, vol. 11, no 2, p. 12.
- Botkin, D. B., et C. E. Beveridge. 1997. «Cities as environments». *Urban Ecosystems*, vol. 1, no 1, p. 3-19.
- Brunet, Normand. 1995. «Écosystème urbain et flux d'information». Thèse de doctorat, Montréal, Université de Québec à Montréal, 362 p.
- Brunet, Normand. 2002. «L'engagement de Curitiba: un lien à rétablir pour Montréal». *VertigO- La revue en sciences de l'environnement*, vol. 3, no 3, p. 7.
- Bryant, M. Margaret. 2006. «Urban landscape conservation and the role of ecological greenways at local and metropolitan scales». *Landscape and Urban Planning*, vol. 76, no 1-4, p. 23-44.
- Burel, F., et J. Baudry. 1999. *Écologie du paysage, concepts, méthodes et applications*, Éditions. Paris :Ted et Doc. 359 p.
- Cardinal, François. 2008. « Comment protéger la montagne? Les riders à l'assaut du Mont Royal ». La Presse (Montréal), 1 juin, p. A2
- Carignan, Vincent. 2002. «La gestion des Parcs-nature sur le territoire de la Ville de Montréal». *VertigO- La revue en sciences de l'environnement*, vol. 3, no 2, p. non paginé
- Carignan, Vincent. 2006. «Détermination de la valeur écologique des forêts du sud-ouest du Québec pour l'avifaune sensible à la fragmentation». Thèse de doctorat, Montréal, Université de Québec à Montréal., 293 p.
- Cavayas, F et Y. Baudoin. 2008. « Évolution des occupations du sol, du couvert végétal et des îlots de chaleurs sur le territoire de la communauté métropolitaine de Montréal (1984 - 2005) » Projet Biotopes : Études de biotopes urbains et périurbains de la CMM. Conseil Régional de l'environnement de Laval. Fonds d'actions québécoises pour le développement durable. 120 p.
- Champagne, Sara. 2006. « Les 39 travaux du Mont Royal. Les plus gros chantiers empiètent sur une zone particulièrement fragile ». La Presse (Montréal), 7 octobre, p. A 14.
- Chevassaus-Au-Louis, Bernard; Robert Barbault et Patrick Bladin. 2005. «Que décider? Comment? Vers une stratégie nationale de recherche sur la biodiversité pour un développement durable». In *Biodiversité et Changements Globaux, sous la dir. de R. Barbault et B. Chevassaus-au-Louis*, p. 193-223. Paris: Institut français de la biodiversité.

- Chiesura, A. 2004. «The role of urban parks for the sustainable city». *Landscape and Urban Planning*, vol. 68, no 1, p. 129-138.
- Christensen, N. L., A. M. Bartuska, J. H. Brown, S. Carpenter, C. D'antonio, R. Francis, J. F. Franklin, J. A. Macmahon, R. F. Noss, D. J. Parsons, C. H. Peterson, M. G. Turner et R. G. Woodmansee. 1996. «The report of the ecological society of America committee on the scientific basis for ecosystem management». *Ecological Applications*, vol. 6, no 3, p. 665-691.
- Cogliastro, A., Lajeunesse, D., Domon, G., et Bouchard, A. 1996. *Programme de gestion des écosystèmes des Parcs-nature de la Communauté urbaine de Montréal*, Institut de recherche en biologie végétale. Montréal, 136 p.
- Colding, J. 2007. «Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems». *Landscape and Urban Planning*, vol. 81, no 1-2, p. 46-55.
- Colding, J., J. Lundberg et C. Folke. 2006. «Incorporating green-area user groups in urban ecosystem management». *Ambio*, vol. 35, no 5, p. 237-244.
- Comité technique de l'écoterritoire de la trame verte de l'Est. 2007. *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels. Plan Concept*. Ville de Montréal, 46 p.
- Communauté urbaine de Montréal (CUM). 1987. Des parcs régionaux au réseau récréotouristique (Consultation sur la mise en valeur et l'avenir des parcs régionaux). Commission de l'aménagement. Service de la planification du territoire (CUM) et Inter-Actions, 60p.
- Comparot, Anne Marie, et André Porlier. 2005. *Premier plan stratégique de développement durable de la collectivité montréalaise. Indicateurs de l'état de l'environnement: Bilan pour la période de référence 1999-2003*. Montréal, Conseil régional de l'environnement de Montréal. Ville de Montréal. Fonds d'action québécois pour le développement durable, 114 p.
- Comtois, Sylvie, et Denis Fournier. 2006. «L'intégrité écologique des grands parcs urbains montréalais sous haute surveillance». *FrancVert*, vol. 3, no 1, p. 7-11.
- Conseil du Patrimoine de Montréal. 2007. *Avis émis le 24-08-2007. Numéro du dossier A07-RDPPAT-01*: Ville de Montréal, 5 p.
- Conseil Régional de développement de l'île de Montréal (CRDÎM). 2000. Forum sur l'environnement: Un enjeu planétaire, une action régionale, 16 p.
- Contandriopoulos, A.P., F. Champagne, L. Potvin, J.L. Denis et P. Boyle. 2005. *Savoir préparer une recherche. La définir, la structurer, la financer*. Montréal: Gaëtan Morin éditeur, 197 p.
- Cormier, Lise et Marie-Claude Massicotte. 1992. «Composer avec la Nature». *Quatre-Temps*, vol. 16, no 3, p. 52-53.
- Corriveau, Jeanne. 2008b. «Feu vert aux travaux dans le parc René-Masson». *Le Devoir* (Montréal), 27 août, p. A2
- Daily, G. 1997. *Natures'services : societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC : Islands Press, 392 p.

- Dale, V. H., S. Brown, R. A. Haeuber, N. T. Hobbs, N. Huntly, R. J. Naiman, W. E. Riebsame, M. G. Turner et T. J. Valone. 2000. «Ecological principles and guidelines for managing the use of land». *Ecological Applications*, vol. 10, no 3, p. 639-670.
- De Laplante, Jean. 1990. «Introduction». In *Les parcs de Montréal. Des origines à nos jours* p. 13-40. Montréal: Méridien.
- Dogse, Peter. 2004. «Toward Urban Biosphere Reserves». *Ann NY Acad Sci*, vol. 1023, no 1, p. 10-48.
- Domon, Gérald. 1980. *Les boisés urbains du quartier Rivière-des-Prairies*: Ville de Montréal. Service de l'urbanisme. Université de Montréal. Institut d'urbanisme, 77 p.
- Dow, K. 2000. «Social dimensions of gradients in urban ecosystems». *Urban Ecosyst.*, vol. 4, p. 255-275.
- Drapeau, Pierre. 1994. «Un Programme de gestion des écosystèmes pour le réseau des parcs régionaux de la Communauté urbaine de Montréal». Programme de gestion écosystèmes. Division des parcs régionaux, Service de la planification du territoire (CUM). 44p.
- Drapeau, P., et D. Brongo. 2004. Évaluation du rôle fonctionnel du parc du Boisé Saint-Sulpice pour l'avifaune. Université de Québec à Montréal. 20 p.
- Drayton, B., et R. B. Primack. 1996. «Plant species lost in an isolated conservation area in Metropolitan Boston from 1894 to 1993». *Conservation Biology*, vol. 10, no 1, p. 30-39.
- Elander, I., E. Lundgren Alm, B. Malbert et U. G. Sandström. 2005. «Biodiversity in urban governance and planning: Examples from Swedish cities». *Planning Theory and Practice*, vol. 6, no 3, p. 283-301.
- Elmqvist, T., J. Colding, S. Barthel, S. Borgstrom, A. Duit, J. Lundberg, E. Andersson, K. Ahrne, H. Ernstson, C. Folke et J. Bengtsson. 2004. «The Dynamics of Social-Ecological Systems in Urban Landscapes: Stockholm and the National Urban Park, Sweden». *Ann NY Acad Sci*, vol. 1023, no 1, p. 308-322.
- Fábos, J. G. 2004. «Greenway planning in the United States: Its origins and recent case studies». *Landscape and Urban Planning*, vol. 68, no 2-3, p. 321-342.
- Flores, A., S. T. A. Pickett, W. C. Zipperer, R. V. Pouyat et R. Pirani. 1998. «Adopting a modern ecological view of the metropolitan landscape: The case of a greenspace system for the New York City region». *Landscape and Urban Planning*, vol. 39, no 4, p. 295-308.
- Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C. S. Holling et B. Walker. 2002. «Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations». *Ambio*, vol. 31, no 5, p. 437-440.
- Folke, C., T. Hahn, P. Olsson et J. Norberg. 2005. «Adaptive governance of social-ecological systems». *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 30, p. 441-473.

- Foster, D., F. Swanson, J. Aber, I. Burke, N. Brokaw, D. Tilman et A. Knapp. 2003. «The importance of land-use legacies to ecology and conservation». *BioScience*, vol. 53, no 1, p. 77-88.
- Franklin, J. F. 1993. «Preserving biodiversity species, ecosystems or landscape?». *Ecol. Appl.*, vol. 3, no 2, p. 202-205.
- Gauthier, Mario, et Laurent Lepage. 2005. «La mise en oeuvre de la ville viable: un problème d'action publique». In *La ville durable, du politique au scientifique*, Nicole Mathieu et Yves Guermond, p. 101-117. Paris: Cemagref, Cirad, Ifremer.
- Génot, Jean-Claude, et R. Barbault. 2005. «Quelle politique de conservation?». In *Biodiversité et Changements Globaux, sous la dir. de R. Barbault et B. Chevassus-au-Louis*, p. 162-190. Paris: Institut français de la biodiversité.
- Gilbert, Olivier L. 1989. *The ecology of urban habitats*. London: Chapman and Hall, xi, 369 p.
- Gobster, P. H. 2001. «Visions of nature: Conflict and compatibility in urban park restoration». *Landscape and Urban Planning*, vol. 56, no 1-2, p. 35-51.
- Godefroid, S., et N. Koedam. 2003. «Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: An effect of the city-forest ecotone». *Landscape and Urban Planning*, vol. 65, no 4, p. 169-185.
- Grimm, N. B., J. Morgan Grove, S. Pickett, C. Redman. 2000. «Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems». *BioScience*, vol. 50, no 7, p. 571-584.
- Grumbine, R. E. 1994. «What is ecosystem management?». *Conservation Biology*, vol. 8, no 1, p. 27-38.
- Habitat faunique Canada. 2001. «Paysages urbains » In *La situation des habitats fauniques au Canada*. P. 95-109.
- Hands, D. E., et R. D. Brown. 2002. «Enhancing visual preference of ecological rehabilitation sites». *Landscape and Urban Planning*, vol. 58, no 1, p. 57-70.
- Hess, G. R., et R. A. Fischer. 2001. «Communicating clearly about conservation corridors». *Landscape and Urban Planning*, vol. 55, no 3, p. 195-208.
- Hodder, Daniel. 2008. «Approche de protection des milieux naturels à Montréal et application au Mont Royal». *Colloque montréalaise sur l'état du couvert végétal, les Stratégies de Verdissements et la lutte aux îlots de chaleurs urbains*
- Hodder, D., et C. Thiffault. 2001. *Atlas des bois de Montréal*.: Document produit pour le ministère de l'Environnement du Québec, la Communauté métropolitaine de Montréal, Le Comité ZIP Ville-Marie et le Comité ZIP Jacques-Cartier, 96 p.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer et D. A. Wardle. 2005. «Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge». *Ecological Monographs*, vol. 75, no 1, p. 3-35.

- Hudson, Mark. 2000. « Les besoins d'une nature urbaine : un rapport de recherche ». In *Evergreen : la communauté verte*. En ligne, < <http://www.evergreen.ca/fr/cg/resources/gw2000/index.html> >. Consulté le 15 juillet 2008
- Kinzing, A., P. Warren, C. Martin, D. Hope et M. Katti. 2005. «The Effects of Human Socioeconomics Status and Cultural Characteristics on Urban Patterns of Biodiversity». *Ecology and Society*, vol. 10, no 23, p. non paginé.
- Klaus, Grégor. 2003. «Ville et nature: y a t-il vraiment incompatibilité?». *Hospot: Biodiversité en milieu urbain*, vol. 8, p. 3-6.
- Lévêque, C. 1997. *La biodiversité*. Coll. «Que sais-je? 3166». Paris: Presses universitaires de France, 127 p.
- Lévêque, Christian. 2001. *Écologie. De l'écosystème à la biosphère*. Paris: Dunot, 502 p.
- Lévêque, Christian. 2003a. «Quelles natures voulons-nous? Quelles natures aurons-nous?». In *Quelles natures voulons-nous? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement, sous la dir. de Lévêque, C. et Sander van der Leew*, p. 13-21. Paris : Elsevier.
- Lévêque, Christian. 2003b. «Vous avez dit nature...Quelle place pour l'homme dans les sciences écologiques?». In *Quelles natures voulons-nous? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement, sous la dir. de Lévêque, C. et Sander van der Leew*, p. 23-43. Paris : Elsevier.
- Lévêque, Christian; Tatiana Muxart; Luc Abbadie; Alain Weill et Sander Van Der Leeuw. 2003c. «L'antroposystème: entité structurelle et fonctionnelle des interactions sociétés-milieus». In *Quelles natures voulons-nous? Pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement, sous la dir. de Lévêque, C. et Sander van der Leew*, p. 110-129. Paris : Elsevier.
- Levins, R. (1969), "Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control", *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237-240
- Linteau, Paul-André. 2007. «La relance de Montréal 1994-». In *Brève histoire de Montréal*, p. 169-178. Montréal : Boréal.
- Lyons, J. R. 1997. «Urban ecosystem management: Bringing science and policy together». *Urban Ecosystems*, vol. 1, no 1, p. 77-83.
- Mace, Gordon et François Pétry. 2000. *Guide d'élaboration d'un projet de recherche*, 2e édition. Québec: Les Presses de l'Université de Laval, 134 p.
- Marzluff, J. M. 2005. «Island biogeography for an urbanizing world: How extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes». *Urban Ecosystems*, vol. 8, no 2 SPEC. ISS., p. 157-177.
- McArthur, R.H et E.O. Wilson. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton: Princeton University Press.

- McGranahan, Gordon, Peter J. Marcotullio, Xuemei Bai, Deborah Balk, Tania Braga, Ian Douglas, Thomas Elmqvist, William Rees, David Satterthwaite, Jacob Songsore, and Hania Zlotnik. 2005. «Urban system». In *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Millenium Ecosystem Assessment*, p. 795-825. Washington : Island Press.
- McIntyre, N. E., K. Knowles-Yanez et D. Hope. 2000. «Urban ecology as an interdisciplinary field: Differences in the use of "urban" between the social and natural sciences». *Urban Ecosystems*, vol. 4, no 1, p. 5-24.
- McKinney, M. L. 2002. «Urbanization, biodiversity, and conservation». *BioScience*, vol. 52, no 10, p. 883-890.
- McKinney, Michael L. 2006. «Urbanization as a major cause of biotic homogenization». *Biological Conservation*, vol. 127, no 3, p. 247-260.
- Melles, S., S. Glenn Et K. Martin. 2003. «Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species-environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient». *Conservation Ecology*, vol. 7, no 1, 22 p.
- Michon, Geneviève. 2003. «Sciences sociales et biodiversité : des problématiques nouvelles pour un contexte nouveau. Social sciences and biodiversity: new problematics for a new context». *Nature Sciences Sociétés*, vol. 11, no 4, p. 421-431.
- Milder, J. C. 2007. «A framework for understanding conservation development and its ecological implications». *BioScience*, vol. 57, no 9, p. 757-768.
- Millennium Ecosystem Assessment (EM), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. 137P. Washington : Island Press
- Miller, J. R., et R. J. Hobbs. 2002. «Conservation where people live and work». *Conservation Biology*, vol. 16, no 2, p. 330-337.
- Miller, J. R., et R. J. Hobbs. 2007. «Habitat restoration - Do we know what we're doing?». *Restoration Ecology*, vol. 15, no 3, p. 382-390.
- Ministère des Affaires municipales et de la Métropole (MAMM). 2001. Gouvernement du Québec. *Cadre d'aménagement et orientations gouvernementales, Région métropolitaine de Montréal 2001-2021*. Québec : Les publications du Québec, 76 p.
- Ministerio de Medio ambiente español (MMAE). 2007. *Libro verde de medio ambiente urbano*. Tomo I. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Agencia de Ecología Urbana de Barcelona. 141 p.
- Moraes Victor, R. A. B., J. D. B. Costa Neto, A. N. Ab'sáber, O. Serrano, M. Domingos, B. C. Camacho Pires, M. Amazonas et M. A. Moraes Victor. 2004. «Application of the biosphere reserve concept to urban areas: The case of São Paulo City Green Belt Biosphere Reserve, Brazil - São Paulo Forest Institute: A case study for UNESCO». *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1023, p. 237-281.

- Moskovits, Debra K., Carol Fialkowski, Gregory M. Mueller, Timothy A. Sullivan, John Rogner et Elizabeth Mccance. 2004. «Chicago Wilderness: A New Force in Urban Conservation». *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1023, no 1, p. 215-236.
- Murphy, D.D. 1988. «Challenges to biological diversity in urban areas». In *Biodiversity*, sous la dir. de Wilson, E.O, National Academy Press, p. 71-116. Washington.
- Nakamura, A., Y. Morimoto et Y. Mizutani. 2005. «Adaptive management approach to increasing the diversity of a 30-year-old planted forest in an urban area of Japan». *Landscape and Urban Planning*, vol. 70, no 3-4 SPEC. ISS., p. 291-300.
- Niemelä, Jari. 1999. «Ecology and Urban planning». *Biodiversity and Conservation*, vol. 8, p. 119-131.
- Niemelä, Jari. 1999b. «Is there a need for a theory of urban ecology?». *Urban Ecosystems*, vol. 3, p. 57-65.
- Noss, R. F. 1990. «Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach». *Conservation Biology*, vol. 4, no 4, p. 355-364.
- Noss, R. F. 2004. *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium*. Eds. Shaw et al.
- Nyström, M., et C. Folke. 2001. «Spatial resilience of coral reefs». *Ecosystems*, vol. 4, no 5, p. 406-417.
- Olsson, P., C. Folke et F. Berkes. 2004. «Adaptive comanagement for building resilience in social-ecological systems». *Environmental Management*, vol. 34, no 1, p. 75-90.
- Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la Science et la Culture (UNESCO). 1996. «Réserves de Biosphère: La Stratégie de Séville et le Cadre statutaire du Réseau mondial». UNESCO. Paris, p. 19.
- Ostfeld, R.S., S.T.A Pickett, M. Shachak et G.E Likens. 1997. «Defining The Scientific Issues». In *The Ecological Basis of Conservation*, p. 3-10. New York: Chapman and Hall.
- Pickett, S. T. A., W. R. Burch, S. E. Dalton, T. W. Foresman, J. M. Grove et R. Rowntree. 1997. «A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas». *Urban Ecosystems*, vol. 1, p. 185-199.
- Pickett, S.T.A., M.L. Cadenasso, J.M. Grove, C.H. Nilon, R. V. Pouyat, W. C. Zipperer et R. Costanza. 2001. «Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas». *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 32, p. 127-157.
- Pickett, S.T.A, et M.L. Cadenasso. 2006. «Advancing urban ecological studies: Frameworks, concepts, and results from the Baltimore Ecosystem Study». *Austral Ecology*, vol. 31, p. 114-125.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso et J. M. Grove. 2004. «Resilient cities: meaning, models, and metaphor for integrating the ecological, socio-economic, and planning realms». *Landscape and Urban Planning*, vol. 69, no 4, p. 369-384.

- Poiani, K. A., B. D. Richter, M. G. Anderson et H. E. Richter. 2000. «Biodiversity conservation at multiple scales: Functional sites, landscapes, and networks». *BioScience*, vol. 50, no 2, p. 133-146.
- Poullaouec-Gonidec, Philippe. 1993. «Parcs, Place et Squares urbains à Montréal. Le Projet de paysage et ses natures». In *Symposium international sur la conservation des squares et parcs urbains* (Montréal, 12-15 mai 1993), p. 217-221. Montréal : Association des architectes paysagistes du Québec.
- Premji, S., F. Bertrand, A. Smargiassi, et D. Mark. 2007. «Socio-economic Correlates of Municipal-level Pollution Emissions on Montreal Island». *Canadian Journal of Public Health*, vol. 98, no 2, p. 138-142.
- Rees, William. 1997. «Urban ecosystems: the human dimension». *Urban Ecosystems*, vol. 1, p. 63-75.
- Rees, William, et Mathis Wackernagel. 1996. «Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable--And why they are a key to sustainability». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 16, no 4-6, p. 223-248.
- Rochette, Annie, et Sandra Arce. 2007. «La conservation de l'eau à Montréal et dans le quartier Milton-Parc», sous la dir. de Brunet, N. et L. Lepage. Chaire d'études sur les écosystèmes urbains. Université de Québec à Montréal. 61 p. En ligne : http://www.urbanecology.net/index.php?option=com_content&task=view&id=32&Itemid=122.
- Roy, N. Simon. 2003. «L'étude de cas». In *Recherche sociale: De la problématique à la collecte des données*, sous la dir. de Benoît Gauthier, 4e édition, p. 159-184. Sainte-Foy (Qué.) : Presses de l'Université du Québec.
- Rudd, H., J. Vala et V. Schaefer. 2002. «Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: A connectivity analysis of urban green spaces». *Restoration Ecology*, vol. 10, no 2, p. 368-375.
- Saint-Laurent, Diane. 2000a. «Approches biogéographiques de la nature en ville». *Les Cahiers de Géographie du Québec*, vol. 44, no 122, p. 147-166.
- Saint-Laurent, Diane. 2000b. «La Carrière Francon: les aspects biogéographiques et le projet de réaménagement». In *Les espaces dégradés: Contraints et conquêtes*, sous la dir. de Gilles Sénécal et Diane Saint-Laurent, p. 41-66. Saint-Foy (Qué.) : Presses de l'Université du Québec.
- Sandström, Ulf G. 2002. «Green Infrastructure Planning in Urban Sweden». *Planning Practice & Research*, vol. 17, no 4, p. 373-385.
- Sandström, U. G., P. Angelstam et G. Mikusinski. 2006a. «Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space». *Landscape and Urban Planning*, vol. 77, no 1-2, p. 39-53.
- Sandström, Ulf G., Per Angelstam et Abdul Khakee. 2006b. «Urban comprehensive planning - identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks». *Landscape and Urban Planning*, vol. 75, no 1-2, p. 43-57.

- Sarukhán, José. 2006. « Conservation biology: Views from the Ecological Sciences ». *Conservation Biology*, vol. 20, no 3, p. 645-676.
- Savard, Jean-Pierre L., Philippe Clergeau et Gwenaëlle Mennechez. 2000. «Biodiversity concepts and urban ecosystems». *Landscape and Urban Planning*, vol. 48, no 3-4, p. 131-142.
- Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (CDB). 2004. Approche par Ecosystème (Programme de Travail de la CDB) Montréal: Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique. 51 p.
- Sénécal, Gilles, et Diane Saint-Laurent. 2004. «Variations sur la forêt urbaine métropolitaine ». In *L'urbain. Un enjeu environnemental, sous la dir. de Michel A. Boisvert*, p. 55-74. Saint-Foy (Qué.) : Presses de l'Université du Québec.
- Simard, Louis, et Laurent Lepage. 2004. «Gestion publique de l'environnement au Québec». In *L'État québécois au XXIe siècle, sous la dir. de Robert Bernier*, p. 352-379. Saint-Foy (Qué.): Presses de l'Université du Québec.
- Solecki, William D., et Cynthia Rosenzweig. 2004. «Biodiversity, Biosphere Reserves, and the Big Apple: A Study of the New York Metropolitan Region». *Ann NY Acad Sci*, vol. 1023, no 1, p. 105-124.
- Soulé, Michel, et Khom Kathryn. 1989. «Fragmentation». In *Research priorities for conservation biology*, p. 55-63. Washington: Island Press.
- Stanvliet, R., J. Jackson, G. Davis, C. De Swardt, J. Mokhoele, Q. Thom et B. D. Lane. 2004. «The UNESCO Biosphere Reserve Concept as a Tool for Urban Sustainability: The CUBES Cape Town Case Study». *Ann NY Acad Sci*, vol. 1023, no 1, p. 80-104.
- Sukopp, H. 2004. «Human-caused impact on preserved vegetation». *Landscape and Urban Planning*, vol. 68, no 4, p. 347-355.
- Tait, C. J., C. B. Daniels et R. S. Hill. 2005. «Changes in species assemblages within the Adelaide metropolitan area, Australia, 1836-2002». *Ecological Applications*, vol. 15, no 1, p. 346-359.
- Tardif, B., G Lavoie et Y. Lachance. 2005. Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec. 60p.
- Tellicr, Julie, et Daniel Hodder. 2001. *Srategie québécoise sur les aires protégées. Groupe de travail as hoc milieu urbain et périurbain. Rapport synthèse*: Ministère de l'Environnement du Québec. Direction régionale de Montréal. Communauté urbaine de Montréal, 94 p.
- Terrades, Jaume. 2001. *Écologia urbana*. Barcelona: Rubes, 127 p.
- Theys, Jacques. 2007. «Inégalités écologiques et sociales: L'importance d'une approche territoriale». In *Problématiques politiques et sociales: La ville durable. Perspectives françaises et européennes*, sous la dir. de Offner, J.-M. et Carole Pourchez, p. 15-20. Paris: La documentation Française.

- Thompson, Catharine Ward. 2002. «Urban open space in the 21st century». *Landscape and Urban Planning*, vol. 60, no 2, p. 59-72.
- Towne, Mark A. 1998. «Open space conservation in urban environments: Lessons from Thousand Oaks, California». *Urban Ecosystems*, vol. 2, p. 85-101.
- Trépanier, M.-O., et M. Gariépy. 1990. «La gestion associative des espaces ouverts publics: une panacée?». *Loisir et Société*, vol. 13, no 2, p. 455-477.
- United Nations. 1993. *Convention sur la diversité biologique (avec annexes). Conclue à Rio de Janeiro le 5 juin 1992*. Recueil des Traités, vol. 1760, no 30619, p. 170-382.
- United Nations. 2004. *World Urbanization Proespects: The 2003 Revision. Data Tables and Highlights*. ESA/P/WP.190, United Nations, New York, 34p.
- Verboom, Jana, et Rogier Pouwels. 2004. «Ecological functioning of ecological networks: a species perspective». In *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation*, sous la dir. de Jogman, Rob et Gloria Pungetti, p. 56-72. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vergriete, Y. et M. Labrecque, 2007. Rôles des arbres et des plantes grimpantes en milieu urbain : revue de littérature en tentative d'extrapolation au contexte montréalaise. Institut de recherche en biologie végétale. Jardin Botanique de Montréal. Université de Montréal. 35 p. En Ligne <http://www.cremtl.qc.ca/fichiers-crc/files/pdf891.pdf>
- Ville de Montréal. 1991. *L'environnement à la Ville de Montréal. Un premier bilan*. Service de la planification et de la concertation, Service de l'habitation et du développement urbain. 165 p.
- Ville de Montréal. 1992. *Cadre de références pour le développement et la mise en valeur des espaces libres de Montréal*. Service de l'habitation et du développement urbain. Module de la planification urbaine. Division des espaces libres et du réseau vert. 95 p.
- Ville de Montréal. 1994. *L'environnement à la Ville de Montréal. Bilan 2. Les espaces verts*. Division des analyses d'impacts et de l'environnement. 41 p.
- Ville de Montréal. 2004. *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*. 35 p.
- Ville de Montréal. 2005a. *Politique de l'arbre*. 30 p.
- Ville de Montréal. 2005b. *Politique du patrimoine*. 97 p.
- Ville de Montréal. 2005c. *Plan d'urbanisme*. 271 p.
- Ville de Montréal. 2005d. *Plan Premier plan stratégique de développement durable de la collectivité montréalaise*. Direction de l'environnement. Service des infrastructures, transport et environnement. Conférence régionale des élus. Conseil régional de l'environnement
- Ville de Montréal. 2006. *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels. Bilan et Orientations* 24 p.

- Ville de Montréal. 2007a. *Le réseau des grands parcs de Montréal. Vision du réseau des grands parcs de Montréal. Cadre de référence*. 17 p. Direction des grands parcs et de la nature en ville. Division des orientations et de l'expertise en parcs
- Ville de Montréal. 2007b. *Le réseau bleu. Montréal vers une culture de l'eau. Cadre de référence*. 36 p. Service de développement culturel, de la qualité du milieu de vie et de la diversité ethnoculturelle. Direction des grands parcs et de la nature en ville.
- Ville de Montréal. 2007c. *Premier plan stratégique de développement durable de la collectivité montréalaise. Phase 2007-2009*. Direction de l'environnement. Service des infrastructures, transport et environnement.
- Ville de Montréal, Règlement 02-006
- Wallington, T. J., R. J. Hobbs et S. A. Moore. 2005. «Implications of current ecological thinking for biodiversity conservation: A review of the salient issues». *Ecology and Society*, vol. 10, no 1.
- Weber, Jacques, et Eric Latelin. «Sciences sociales et biodiversité». In Colloque de réflexion INSU-Prospective Sociétés et Environnements (Paris, 5-6 février), p. 75-82. En Ligne : <http://www.insu.cnrs.fr/a441/prospective-societe-environnement.html>
- Wolff, Alexandre. 2005. «La problématique de l'environnement urbain vue par une écologue. Le cas de l'Île de France». In *Ville et environnement, sous la dir. de Gabriel Wackermann*, p. 204-23. Paris : Ellipses Édition.
- Yli-Pelkonen, V., et J. Niemelä. 2005. «Linking ecological and social systems in cities: urban planning in Finland as a case». *Biodiversity and Conservation*, vol. 14, no 8, p. 1947-1967.
- Zerbe, S., U. Maurer, S. Schmitz et H. Sukopp. 2003. «Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation». *Landscape and Urban Planning*, vol. 62, no 3, p. 139-148.
- Zipperer, W. C., J. Wu, R. V. Pouyat et S. T. A. Pickett. 2000. «The application of ecological principles to urban and urbanizing landscapes». *Ecological Applications*, vol. 10, no 3, p. 685-688.

Sites Internet

Site Internet du Conseil international pour les initiatives écologiques locales (ICLEI) : <http://www.iclei.org/index.php?id=biodiversity>

Site Internet du Conseil régional de l'environnement de Montréal (CRE-Montréal) : <http://www.cremtl.qc.ca>

Site Internet du Groupe Allogio immobilier <http://www.fipventes.com/vw/plan>